



OVIHUEC.DAT

Caracterización de la gestión forestal e impulso socioeconómico en zonas de montaña mediante un rebaño comunal en un entorno digital

5.4.3.1

INFORME DE CAPACITACIÓN DE COMO SE HA CALCULADO EL IMPACTO DE LA ACTIVIDAD SILVOPASTORIL SOBRE LA BIODIVERSIDAD

Convocatoria de ayudas de la Fundación Biodiversidad, en régimen de concurrencia competitiva, para apoyo a proyectos transformadores para la promoción de la bioeconomía ligada al ámbito forestal y la contribución a la transición ecológica (regulada por la Orden TED/1014/2021, de 20 de septiembre, y por la Orden TED/408/2023, de 24 de abril, que modifica la anterior) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia – Financiado por la Unión Europea – NextGenerationEU para el ejercicio del 2023



Información del documento

Número de informe	5.4.3.1
Nombre del informe	Impacto sobre la biodiversidad
Descripción del informe	Informe de capacitación de como se ha calculado el impacto de la actividad silvopastoril sobre la biodiversidad
Objetivo	Objetivo 5 - Ambiente
Actividad	A5.4 Impacto y beneficios de la actividad silvopastoril sobre la biodiversidad
Entidad coordinadora de la actividad	IRTA
Entidades participantes de la actividad	CTFC y Conselh Generau d'Aran
Palabras clave	Ganadería, ACV, incendios forestales, biodiversidad, servicios ecosistémicos
Autores	Renata Martins Pacheco, Miquel Andón, Ariadna Ballegra, Nuria Martínez, Víctor Rancaño, Marta Ruiz-Colmenero, Esther Martínez, Montserrat Núñez
Colaboradores	
Aprobado por	Antoni Dalmau Bueno

Advertencia:

Este documento es propiedad de los miembros que conforman el proyecto OVIHUEC.DAT. No está permitida su copia o distribución en ningún caso sin el consentimiento previo de los propietarios de este, quienes tienen los derechos de autor del presente escrito.

Parte de la convocatoria de la Fundación Biodiversidad y financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU. Sin embargo, las opiniones y visiones expresadas son de los autores del documento y no representan necesariamente las de los entes convocantes y financieros. Por lo tanto, ni la Unión Europea ni la entidad convocante pueden ser responsabilizadas por estas.



CONTENIDO

1.	Introducción.....	5
1.1.	Contexto	5
1.2.	Objetivo	6
1.3.	Estrutura del informe.....	6
2.	Abordaje metodológico Ovihuec.dat	7
2.1.	Revisión de la Literatura en Tres Etapas	8
1.	Efectos del pastoreo sobre la biodiversidad	8
2.	Ganadería Extensiva, ACV y Antecedentes IRTA	8
2.2.	Identificación de metodologías	9
2.3.	Aplicación en Ovihuec.dat.....	9
2.3.1.	Objectivo y alcance	¡Error! Marcador no definido.
2.3.2.	Cálculo de los efectos sobre la biodiversidad ...	¡Error! Marcador no definido.
2.3.3.	Resultados del abordaje metodológicos.....	¡Error! Marcador no definido.
2.4.	Limitaciones y futuros trabajos	9
3.	Conclusiones	11
4.	Referencias	12
5.	Anexo 1	14



TABLA DE FIGURAS

Ilustración 1 – Diagrama de Flujo del Abordaje Metodológico aplicado en Ovihuec.dat. 7



1. INTRODUCCIÓN

1.1. CONTEXTO

La biodiversidad es fundamental para la estabilidad y la resiliencia de los ecosistemas, ya que proporciona servicios esenciales como el ciclo de nutrientes, la polinización, la regulación del clima y la purificación del agua, todos ellos pilares del bienestar humano y del desarrollo sostenible. Sin embargo, los incendios forestales extremos, cuya frecuencia y gravedad están aumentando debido al cambio climático y a las transformaciones en el uso del suelo, representan una amenaza significativa para la biodiversidad. Estos incendios pueden provocar descensos inmediatos en las poblaciones de plantas y animales, alterar la composición de las comunidades favoreciendo especies tolerantes a perturbaciones o invasoras, y perturbar las funciones del ecosistema. La pérdida de biodiversidad derivada de estos eventos puede ser duradera, con algunos ecosistemas experimentando una recuperación lenta o incompleta, y con un aumento del riesgo de extinciones locales, especialmente en hábitats sensibles (Lecina-Díaz et al., 2021).

Una estrategia prometedora para mitigar los impactos negativos de los incendios extremos sobre la biodiversidad es el uso del pastoreo extensivo. El pastoreo reduce la cantidad y continuidad de combustibles finos, como hierbas y arbustos, disminuyendo así la intensidad del fuego, la altura de las llamas y la velocidad de propagación. Esto crea cortafuegos naturales y mantiene hábitats abiertos, menos propensos a incendios catastróficos y capaces de albergar una mayor diversidad de especies vegetales y animales (Batcheler et al., 2024; Lovreglio et al., 2024; Rouet-Leduc et al., 2021; Silva et al., 2019). En particular, se ha demostrado que el pastoreo moderado aumenta la riqueza de especies vegetales y mantiene el estado de conservación del hábitat en mosaicos de matorral y pastizal, al tiempo que reduce el riesgo de incendios sin afectar significativamente las reservas de carbono aéreo (Silva et al., 2019). No obstante, los beneficios dependen de una gestión adecuada; el sobrepastoreo puede degradar los suelos y reducir la biodiversidad nativa, por lo que la intensidad y el momento del pastoreo deben controlarse cuidadosamente (Orr et al., 2022; Rouet-Leduc et al., 2021).

Incorporar los beneficios de la protección de la biodiversidad mediante pastoreo extensivo en el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) implica cuantificar la reducción del riesgo de incendios, la creación de distintos hábitats, la preservación de los servicios ecosistémicos y la evitación de emisiones de gases de efecto invernadero. Por ejemplo, la modelización de escenarios puede estimar cómo el pastoreo reduce la probabilidad y la gravedad de los incendios, lo que a su vez ayuda a mantener la biodiversidad y otros servicios ecosistémicos, como la regulación de las condiciones atmosféricas y la recreación (Lecina-Díaz et al., 2023; Rouet-Leduc et al., 2021). Estos daños y emisiones evitados pueden integrarse en el ACV como reducciones de impacto o co-beneficios, proporcionando una evaluación más holística del valor ambiental del pastoreo (Ameray et al., 2022; Lovreglio et al., 2024). Sin embargo, los métodos actuales de



ACV enfrentan desafíos para capturar plenamente los impactos sobre la biodiversidad, ya que a menudo se basan en indicadores simplificados y carecen de integración de la diversidad funcional o del detalle espacial (Davies et al., 2016; Hunter & Robles, 2020). Los avances en la modelización espacial y en la valoración de los servicios ecosistémicos están ayudando a cerrar estas brechas, permitiendo evaluaciones más sólidas y específicas para cada ubicación.

En resumen, proteger la biodiversidad es crucial para la salud de los ecosistemas y de las personas, y el pastoreo extensivo, cuando se gestiona adecuadamente, puede desempeñar un papel clave en la reducción del riesgo y el impacto de los incendios extremos. Integrar estos beneficios en el ACV respalda una toma de decisiones ambientales más completa, destacando la interconexión entre la gestión del territorio, la mitigación de incendios y la conservación de la biodiversidad (Lecina-Diaz et al., 2021, 2023; Lovreglio et al., 2024).

1.2. OBJETIVO

Este proyecto, OVIHUEC.DAT, tiene como objetivo principal la creación de un rebaño en Vilamòs, localidad del Val d'Aran, y abarca diversos ámbitos de trabajo. Entre ellos destaca el desarrollo y aplicación de una metodología para cuantificar los beneficios ambientales que promueve el pastoreo sobre la biodiversidad en el marco del ACV.

Los cambios sociales y económicos asociados al cambio climático están favoreciendo el abandono de las zonas rurales, un fenómeno que afecta a numerosas regiones europeas, incluidos los Pirineos. Ante esta situación, resulta prioritario diseñar estrategias innovadoras que permitan revalorizar prácticas tradicionales como el pastoreo, integrándolas en modelos económicos multifuncionales que contribuyan a conservar el paisaje y la biodiversidad, reducir el riesgo de incendios forestales y preservar la cultura local.

Por ello, la subacción (5.4.3.1) se plantea como objetivo demostrar una metodología que incorpore los beneficios del pastoreo en la protección de la biodiversidad dentro del Análisis de ACV.

1.3. ESTRUTURA DEL INFORME

El presente informe se organiza de la siguiente manera: en primer lugar, se ofrece una breve introducción del objetivo. A continuación, se presenta el abordaje metodológico utilizado para considerar los beneficios de la ganadería extensiva sobre la biodiversidad en el ACV. Posteriormente, se describen los resultados obtenidos con la aplicación de este enfoque, junto con las limitaciones metodológicas que aún persisten. Finalmente, se examinan las posibles implicaciones del uso de este abordaje en futuros ACV y su potencial influencia en la formulación de políticas públicas relacionadas con la seguridad alimentaria y la gestión del territorio.



2. ABORDAJE METODOLÓGICO OVIHUEC.DAT

1. **Revisión de la literatura** enfocada en los beneficios de la ganadería extensiva sobre la biodiversidad.
2. **Identificación de metodologías existentes** que permitan incorporar consideraciones sobre la biodiversidad en el marco del ACV.
3. **Evaluación crítica** de los puntos fuertes y las limitaciones del enfoque metodológico propuesto.
4. **Formulación de conclusiones y recomendaciones** orientadas a la mejora del análisis y a la definición de líneas de investigación futuras.

A continuación, la Ilustración 1 presenta un diagrama de flujo simplificado que articula las etapas del abordaje metodológico descrito, centrado en una propuesta concreta de integración de los beneficios de la ganadería extensiva sobre la biodiversidad en ACV.

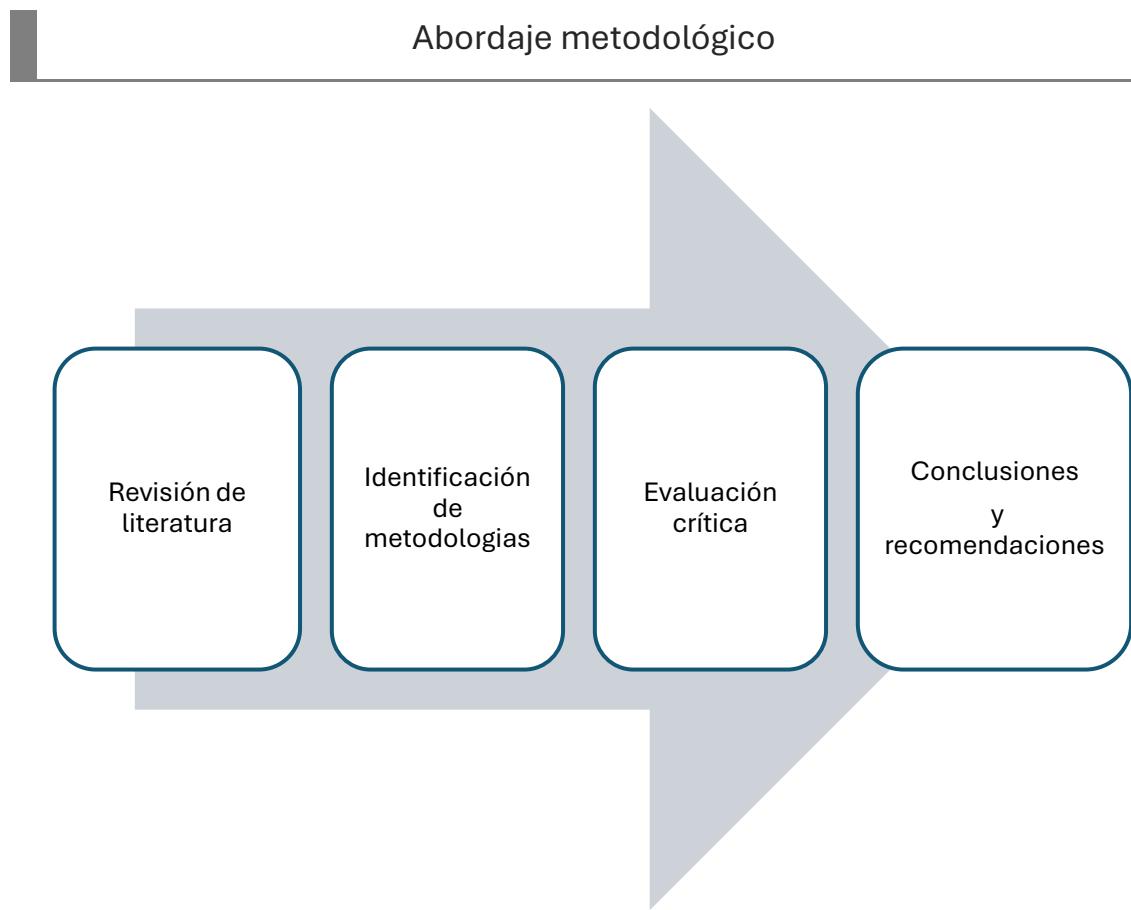


Ilustración 1 – Diagrama de Flujo del Abordaje Metodológico aplicado en Ovihuec.dat.



2.1. REVISIÓN DE LA LITERATURA EN TRES ETAPAS

La investigación se inició con una exhaustiva revisión de la literatura estructurada en dos etapas clave para garantizar una comprensión profunda y contextualizada de la temática.

1. EFECTOS DEL PASTOREO SOBRE LA BIODIVERSIDAD

El pastoreo moderado o extensivo, cuando se gestiona adecuadamente, favorece la riqueza de especies vegetales y la diversidad funcional en ecosistemas de matorral y pastizal. Esta heterogeneidad evita la dominancia de unas pocas especies y promueve la coexistencia de diferentes estrategias adaptativas, lo que incrementa la resiliencia del ecosistema frente a perturbaciones. De este modo, el pastoreo no solo mantiene la estructura del paisaje, sino que también contribuye a la conservación de hábitats de interés comunitario (Durigan et al., 2022; Ribeiro et al., 2023; Silva et al., 2019).

Además de sus efectos positivos sobre la biodiversidad, el pastoreo aporta servicios ecosistémicos como la producción de alimentos, la conservación del suelo y el sostenimiento de economías rurales, mientras reduce el riesgo de incendios. Sin embargo, una gestión inadecuada, como el sobrepastoreo, puede degradar el suelo, reducir la cobertura vegetal nativa y afectar negativamente la biodiversidad. Por ello, la elección de especies ganaderas, la intensidad y el momento del pastoreo son factores críticos para maximizar beneficios y minimizar impactos (Celaya et al., 2022; Lovreglio et al., 2024; Ribeiro et al., 2023).

2. GANADERÍA EXTENSIVA, ACV Y ANTECEDENTES IRTA

Estudios previos realizados por el IRTA para la Diputación de Barcelona se centraron en cuantificar la huella ambiental de la producción de bovino en extensivo, destacando el beneficio del pastoreo en la reducción de emisiones asociadas a incendios en el Parque Rural del Montserrat, así como sobre la biodiversidad (Andón et al., 2022). Para ello, se empleó la herramienta de ACV, considerada la metodología de referencia para evaluar impactos ambientales.

Este estudio evidenció que, aunque el ACV es recomendado por organismos científicos y políticos como la Comisión Europea, el Programa Ambiental de Naciones Unidas y la FAO, todavía presenta limitaciones metodológicas. Entre ellas, la ausencia de una categoría específica para medir beneficios ambientales derivados de la provisión de servicios ecosistémicos y protección de la biodiversidad, aspecto clave en actividades del sector primario como la ganadería extensiva.

De forma complementaria, investigaciones como la de Braghieri et al. (2015) en Italia subrayan la necesidad de incorporar de manera estructurada los beneficios del pastoreo en el ACV. Este trabajo, centrado en sistemas tradicionales de ganado autóctono, muestra que el pastoreo



5.4.3.1 COMO CALCULAR IMPACTO SILVOPASTORIL EN BIODIVERSIDAD

tiene efectos positivos sobre la biodiversidad que aún no son contabilizados. Integrar estos beneficios en el ACV permitiría una visión más completa del valor ambiental de las prácticas tradicionales, aunque persisten retos metodológicos para su plena incorporación.

2.2. IDENTIFICACIÓN DE METODOLOGÍAS

En el proceso de revisión bibliográfica hemos identificado diversos métodos para incorporar la biodiversidad en el ACV (véase informe R5.4.1.1), analizando sus fortalezas y limitaciones. Inicialmente, nuestra intención era aplicar un método específico para el proyecto OVIHUEC.DAT, basado en muestreos locales. Por esta razón, optamos por presentar los beneficios del pastoreo sobre la biodiversidad a partir de la evidencia disponible en la literatura científica.

Para ello, seleccionamos dos métodos: uno clásico y ampliamente consolidado (FAO, 2020), y otro más reciente, que, aunque promete avances significativos, aún no ha sido explorado en profundidad (Quandt et al., 2025). Esta combinación nos permite ofrecer una visión equilibrada entre enfoques tradicionales y tendencias emergentes, contribuyendo a una evaluación más completa del papel del pastoreo en la conservación de la biodiversidad.

2.3. APLICACIÓN EN OVIHUEC.DAT

Explicado en el Anexo 1.

2.4. LIMITACIONES Y FUTUROS TRABAJOS

Medir los impactos sobre la biodiversidad dentro del ACV sigue siendo un desafío debido a la naturaleza multidimensional y contextual de la biodiversidad. La FAO (2020) destaca que la biodiversidad abarca niveles genéticos, de especies y de ecosistemas, cada uno de los cuales responde de manera diferente a las presiones derivadas de los sistemas ganaderos y agrícolas. Esta complejidad dificulta la selección de indicadores que sean científicamente sólidos y, al mismo tiempo, aplicables a una amplia variedad de sistemas productivos. Además, las respuestas de la biodiversidad dependen fuertemente de la escala: las alteraciones del hábitat a nivel local, la fragmentación del paisaje y la pérdida de especies a nivel global ocurren en escalas espaciales y temporales distintas. Estas discrepancias entre los procesos ecológicos y la estructura lineal basada en inventarios del ACV generan incertidumbres y limitan la comparabilidad de los resultados entre regiones o sistemas de producción.

Los esfuerzos recientes por crear factores de caracterización (FC) para el ACV, como el conjunto de datos desarrollado por Quandt, Lindner y Mumm (2025), muestran otros retos metodológicos. Aunque estos conjuntos de FC mejoran la coherencia en el modelado de impactos, se basan en categorías de uso del suelo agregadas y en promedios globales o

5.4.3.1 COMO CALCULAR IMPACTO SILVOPASTORIL EN BIODIVERSIDAD



regionales que pueden ocultar variaciones ecológicas a pequeña escala. Traducir los inventarios de uso del suelo en efectos significativos sobre la biodiversidad requiere suposiciones sobre las relaciones entre especies y hábitats, la vulnerabilidad y la heterogeneidad espacial, suposiciones que pueden variar entre modelos y conjuntos de datos. La disponibilidad limitada de datos ecológicos de alta resolución, especialmente para regiones o taxones poco estudiados, aumenta aún más la incertidumbre en el desarrollo de FC. En consecuencia, incluso los conjuntos de factores más avanzados tienen dificultades para capturar plenamente las respuestas complejas, no lineales y a menudo irreversibles de los ecosistemas frente a las presiones humanas, lo que convierte la biodiversidad en una de las categorías de impacto más difíciles de modelar de manera fiable en el ACV.



3. CONCLUSIONES

En un contexto de cambio climático y transformaciones socioeconómicas, surge la necesidad de soluciones multifuncionales que integren la conservación de la biodiversidad en la gestión del territorio y los sistemas productivos. Este desafío también se observa en la región de los Pirineos, donde el abandono rural y la reconfiguración de las actividades económicas han generado cambios profundos en el paisaje, afectando la diversidad biológica y la funcionalidad de los ecosistemas.

En este marco, la metodología desarrollada en el proyecto OVIHUEC.DAT representa un avance significativo hacia la incorporación de la biodiversidad en las evaluaciones ambientales. El enfoque propuesto permite cuantificar de manera objetiva los beneficios del pastoreo extensivo sobre la biodiversidad, una dimensión tradicionalmente subestimada en el ACV. Al integrar estos efectos en el ACV, se amplía la perspectiva del impacto ambiental real, incorporando indicadores que reflejan la conservación de hábitats, la riqueza de especies y la resiliencia ecológica.

Para consolidar esta aproximación, se recomienda avanzar en la validación empírica mediante datos de campo, ampliar la metodología a diferentes sistemas productivos y desarrollar herramientas digitales que faciliten su integración en plataformas de ACV. Asimismo, sería valioso incorporar escenarios futuros para evaluar cómo la biodiversidad responde a cambios climáticos y socioeconómicos, fortaleciendo la toma de decisiones en políticas de conservación y gestión territorial. En definitiva, OVIHUEC.DAT contribuye a alinear la evaluación ambiental con la realidad ecológica y social de los territorios de montaña, promoviendo modelos productivos que favorezcan la biodiversidad.



4. REFERENCIAS

- Ameray, A., Castro, J., & Castro, M. (2022). Potential greenhouse gas emissions mitigation through increased grazing pressure: a case study in North Portugal. *Carbon Management*, 13, 142–153. <https://doi.org/10.1080/17583004.2022.2029575>
- Andón, M., Antón, A., Rosenbaum, R., Ruiz, M., Bàlega, A., Rancaño, V., Martínez, N., & Nuñez, M. (n.d.). *Ramaderia al Parc Rural del Montserrat Boví de carn Projecte DIBA*.
- Batcheler, M., Smith, M., Swanson, M., Ostrom, M., & Carpenter-Boggs, L. (2024). Assessing silvopasture management as a strategy to reduce fuel loads and mitigate wildfire risk. *Scientific Reports*, 14. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-56104-3>
- Braghieri, A., Pacelli, C., Bragaglio, A., Sabia, E., & Napolitano, F. (2015). The Hidden Costs of Livestock Environmental Sustainability The Case of Podolian Cattle. In *The Sustainability of Agro-Food and Natural Resource Systems in the Mediterranean Basin* (pp. 47–56). Springer International Publishing.
- Celaya, R., Ferreira, L., Lorenzo, J., Echegaray, N., Crecente, S., Serrano, E., & Busqué, J. (2022). Livestock Management for the Delivery of Ecosystem Services in Fire-Prone Shrublands of Atlantic Iberia. *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su14052775>
- Davies, K., Boyd, C., Bates, J., & Hulet, A. (2016). Winter grazing can reduce wildfire size, intensity and behaviour in a shrub-grassland. *International Journal of Wildland Fire*, 25, 191–199. <https://doi.org/10.1071/wf15055>
- Durigan, G., Pilon, N., Souza, F., Melo, A., Ré, D. S., & Souza, S. C. P. M. (2022). Low-intensity cattle grazing is better than cattle exclusion to drive secondary savannas toward the features of native Cerrado vegetation. *Biotropica*, 54, 789–800. <https://doi.org/10.1111/btp.13105>
- FAO. (2016). *Environmental performance of large ruminant supply chains: Guidelines for assessment*.
- FAO. (2020). Biodiversity and the livestock sector - Guidelines for quantitative assessment. In *Biodiversity and the livestock sector - Guidelines for quantitative assessment*. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9295en>
- Hunter, M., & Robles, M. (2020). Tamm review: The effects of prescribed fire on wildfire regimes and impacts: A framework for comparison. *Forest Ecology and Management*. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118435>
- Lecina-Diaz, J., Chas-Amil, M., Aquilué, N., Sil, Á., Brotons, L., Regos, A., & Touza, J. (2023). Incorporating fire-smartness into agricultural policies reduces suppression costs and



ecosystem services damages from wildfires. *Journal of Environmental Management*, 337, 117707. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117707>

Lecina-Diaz, J., Martínez-Vilalta, J., Alvarez, A., Vayreda, J., & Retana, J. (2021). Assessing the Risk of Losing Forest Ecosystem Services Due to Wildfires. *Ecosystems*, 24, 1687–1701. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00611-1>

Lovreglio, R., Lovreglio, J., Satta, G., Mura, M., & Pulina, A. (2024). Assessing the Role of Forest Grazing in Reducing Fire Severity: A Mitigation Strategy. *Fire*. <https://doi.org/10.3390/fire7110409>

Orr, D., Bates, J., & Davies, K. (2022). Grazing Intensity Effects on Fire Ignition Risk and Spread in Sagebrush Steppe,. *Rangeland Ecology and Management*, 89, 51–60. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2022.08.004>

Quandt, J., Lindner, J. P., & Mumm, N. (2025). A dataset of characterization factors for biodiversity impact assessment in OpenLCA and LCA for experts. *Data in Brief*, 60. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2025.111496>

Ribeiro, I., Domingos, T., McCracken, D., & Proença, V. (2023). The use of domestic herbivores for ecosystem management in Mediterranean landscapes. *Global Ecology and Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02577>

Rouet-Leduc, J., Pe'er, G., Moreira, F., Bonn, A., Helmer, W., Zadeh, S. S., Zizka, A., & Van Der Plas, F. (2021). Effects of large herbivores on fire regimes and wildfire mitigation. *Journal of Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13972>

Silva, V., Catry, F., Fernandes, P., Rego, F., Paes, P., Nunes, L., Caperta, A., Sérgio, C., & Bugalho, M. (2019). Effects of grazing on plant composition, conservation status and ecosystem services of Natura 2000 shrub-grassland habitat types. *Biodiversity and Conservation*, 28, 1205–1224. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01718-7>

5. ANEXO 1: MACROFAUNA EDÁFICA



OVIHUEC.DAT

Caracterización de la gestión forestal e impulso socioeconómico en zonas de montaña mediante un rebaño comunal en un entorno digital

R5.4.3.1

MACROFAUNA EDÁFICA

Convocatoria de ayudas de la Fundación Biodiversidad, en régimen de concurrencia competitiva, para apoyo a proyectos transformadores para la promoción de la bioeconomía ligada al ámbito forestal y la contribución a la transición ecológica (regulada por la Orden TED/1014/2021, de 20 de septiembre, y por la Orden TED/408/2023, de 24 de abril, que modifica la anterior) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia – Financiado por la Unión Europea – NextGenerationEU para el ejercicio del 2023



Plan de Recuperación,
Transformación
y Resiliencia



Financiado por
la Unión Europea
NextGenerationEU

Información del documento

Anexo 1:

LA MACROFAUNA EDÁFICA COMO INDICADORA DEL IMPACTO DEL FUEGO: APLICACIÓN DE UN PROTOCOLO DE MUESTREO EN EL PIRINEO.

Autores	Esther Martínez Pujol
Colaboradores	
Aprobado por	Antoni Dalmau Bueno

Advertencia:

Este documento es propiedad de los miembros que conforman el proyecto OVIHUEC.DAT. No está permitida su copia o distribución en ningún caso sin el consentimiento previo de los propietarios de este, quienes tienen los derechos de autor del presente escrito.

Parte de la convocatoria de la Fundación Biodiversidad y financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU. Sin embargo, las opiniones y visiones expresadas son de los autores del documento y no representan necesariamente las de los entes convocantes y financieros. Por lo tanto, ni la Unión Europea ni la entidad convocante pueden ser responsabilizadas por estas.

CONTENIDO

1.	Introducción.....	5
2.	Metodología	6
2.1.	Contexto	6
2.2.	Protocolo	7
3.	Hallazgos principales / Resultados.....	8
3.1.	El fuego y la abundancia de macrofauna edáfica	8
3.2.	El fuego y la estratificación vertical de macrofauna edáfica	11
4.	Discusión	13
5.	Limitaciones de este protocolo e implicaciones para la investigación	14
6.	Conclusiones	15
7.	Referencias	16

TABLA DE FIGURAS

•	Imagen 1. Las cuatro localizaciones de muestreo de macrofauna edáfica.....	6
•	Figura 1. Media del número total de individuos de macrofauna edáfica de las cuatro ubicaciones muestreadas. Resultados de antes (pre-fuego), dos semanas después (post-fuego 2s), y seis meses después (post-fuego 6m) de las quemas. La figura A muestra los resultados con todos los individuos y la figura B muestra los resultados excluyendo la familia <i>Formicidae</i>	9
•	Figura 2. Total de individuos de macrofauna edáfica en cada una de las localizaciones durante los tres tratamientos. Resultados de antes (pre-fuego), dos semanas después (post-fuego 2 semanas), y seis meses después de las quemas (post-fuego 6meses).....	10
•	Figura 3. Total de individuos de macrofauna edáfica en cada uno de los monolitos y tratamiento. Se muestran agrupados los resultados por cada una de las cuatro localizaciones de muestreo.....	11
•	Figura 4. Media de individuos de macrofauna edáfica de los 12 monolitos muestreados por cada una de las tres capas del suelo. Los resultados se muestran agrupados por cada capa; capa 1 (0-10 cm de profundidad), capa 2 (10-20 cm), capa 3 (20-25 cm).....	¡Error! Marcador no definido.

- Figura 5. Media de individuos de macrofauna edáfica (excluyendo la familia *Formicidae*) por cada una de las capas y tratamiento (pre-fuego, 2 semanas post-fuego y 6 meses post-fuego). Los resultados se muestran agrupados por cada una de las tres capas del monolito; capa 1 (0-10 cm de profundidad), capa 2 (10-20 cm), capa 3 (20-25 cm). 12

1. INTRODUCCIÓN

Los Pirineos son un ecotono ecológico clásico, un punto de encuentro entre los sistemas mediterráneo, atlántico-templado y alpino. Se ha investigado mucho sobre el impacto de los incendios en los bosques mediterráneos, pero existen menos estudios sobre su impacto en los bosques templados y boreales. Nuestro caso de estudio se centra en Vilamòs, un pueblo situado en la zona atlántica (templada) del Pirineo catalán.

Los incendios forestales alteran las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Modificando el contenido de materia orgánica y nutrientes según la recurrencia y duración de los incendios y las características del suelo y la vegetación (Agbeshie et al., 2022). En particular, los incendios, se asocian a declives en la biomasa de la microbiota y los invertebrados del suelo, así como en la composición de sus comunidades (Certini, 2005), afectando tanto a especies adaptadas como sensibles al fuego y dando lugar a procesos de recuperación generalmente lentos y, en algunos casos, incompletos (Moretti et al., 2006).

Comprender cómo el fuego afecta a los ecosistemas históricamente libres de incendios es tanto una oportunidad como una responsabilidad, dado que los incendios son cada vez más comunes y generalizados en todo el mundo. Hay pocos estudios sobre el tipo y la duración de los efectos del fuego en las comunidades de invertebrados de estos ecosistemas, especialmente sobre grupos como los dipluroideos o las tijeretas (Henry et al., 2022). Además, hay una clara escasez de datos empíricos sobre las respuestas de las comunidades faunísticas del suelo frente al fuego. Zaitsev et al. publicaron en 2016 una revisión bibliográfica en la que concluyen que en diez años (2004-2013) entre dos revistas científicas punteras (Science y Nature) publicaron 562 artículos relacionados con los bosques. De estos tan solo un 15% mencionó el suelo y un mínimo del 3% estudiaron la biota del suelo.

La macrofauna desempeña un papel crucial en la regulación de la estructura del suelo y el funcionamiento de las redes tróficas. Algunos grupos conocidos como ingenieros del ecosistema, por ejemplo, las lombrices, atraen cierta atención de la investigación representando un 10% de las publicaciones disponibles en “Web of Science database” referentes a la estructura del suelo. Pero otros grupos como las termitas o las hormigas no llegan al 5% (Bottinelli et al., 2015).

En este contexto, recae la necesidad de incorporar indicadores y protocolos de muestreo adaptados que permitan evaluar de forma integrada los efectos del fuego sobre la macrofauna del suelo. A continuación, se detalla un protocolo aplicado para el muestreo de macrofauna edáfica en regiones montañosas incluido en el proyecto OVIHUEC.DAT. Este pretende demostrar su eficacia para capturar el impacto del fuego en la macrofauna edáfica.

2. METODOLOGÍA

2.1. CONTEXTO

El experimento consistió en registrar los cambios en la macrofauna edáfica en una zona montañosa bajo tres condiciones diferentes: antes de un fuego, dos semanas después y seis meses después. Se monitorearon cuatro localizaciones de muestreo (Img. 1) por condición, sumando un total de 12 muestreos. Macrofauna edáfica se definió como cualquier invertebrado mayor a 2mm que vive en el suelo. Los fuegos, realizados el 10 de abril de 2025, consistieron en quemas controladas de pilas de restos vegetales resultantes de los desbroces en la zona para reducir árboles y arbustos en los campos. El protocolo de muestreo consistió en la excavación estandarizada de un monolito de suelo de 20 x 20 x 25 para cuantificar la macrofauna edáfica (>2 mm). Las muestras se separaron por profundidad y los invertebrados se recolectaron, clasificaron por taxones, contaron y documentaron junto con los datos ambientales.



Imagen 1. Las cuatro localizaciones de muestreo de macrofauna edáfica.

2.2. PROTOCOLO

Pasos para el muestreo de macrofauna edáfica usando el protocolo de análisis de monolitos de suelo.

- 1) Elegir la zona de muestreo.
- 2) Anotar la ubicación exacta.
- 3) Marcar el monolito (20 x 20 cm) en el suelo de la zona seleccionada.
- 4) Apartar la hojarasca en un cuadrado de 30 cm² sobre la zona marcada para muestrear.
- 5) Aislart el monolito. Excavar una zanja de 20 cm de ancho y 25 cm de profundidad alrededor del exterior del cuadrado que hemos marcado previamente.
- 6) Extraer el monolito de 20 x 20 x 25 cm. Colocarlo sobre bolsas. En caso de que el monolito no pueda salir de una sola pieza, colocar una bolsa cubriendo el monolito antes de retirarlo.
- 7) Si el sustrato lo permite, dividir el bloque en 3 capas: 0–10 cm, 10–20 cm, 20–25 cm. Ordenar cada capa en bolsas previamente etiquetadas (para evitar que arañas y hormigas escapen). Si no se puede ejecutar este paso, hacerlo midiendo el bloque entero e intentar hacer las particiones adecuadas.
- 8) Completar la hoja de campo con información sobre el monolito: hora y día de muestreo, tamaño del monolito, meteorología, temperatura ambiental (a la sombra y en la zona de muestreo) y temperatura del suelo (a 1 cm, 5 cm y 10 cm de profundidad).
- 9) Buscar los macroinvertebrados (> 2 mm de diámetro). Ayudarse de un pincel (individuos pequeños) o unas pinzas (individuos medianos o grandes) para recogerlos en un bote pequeño.
- 10) Clasificar la macrofauna en cajas transparentes o botes según taxones (individuos agresivos o escapistas en recipientes individuales). Asegurarse de que los individuos no estén expuestos a la luz solar. Para individuos no identificables en el campo, asignar un número. Este número se anota en la hoja de campo en la columna “No Identificados” junto al número de individuos observados.
- 11) Anotar el recuento de los individuos en la hoja de campo de macrofauna edáfica.
- 12) Fotografiar los individuos no identificados junto con su número identificador para una posterior clasificación.

Material

- 10 cajas transparentes de 10 x 10 cm para separar los taxones para el recuento de individuos.
- 15 botes pequeños de 3–4 cm (para individuos escapistas).
- Termómetro con termopar.

- Termómetro de temperatura ambiental.
- Tamizador / colador con agujeros de 2 mm.
- 2 pinzas finas de punta redonda o plana (no puntiaguda).
- Pinceles finos de diferentes tamaños.
- Lupa; mínimo 5 cm de diámetro y aumento de 10x.
- Etiquetas adhesivas.
- Rotuladores permanentes de punta fina.
- Metro.
- Pala grande.
- Azada.
- Palas pequeñas.
- Bolsas.
- Bandejas.
- Parasol o paraguas (para proteger del sol a los individuos en botes/cajas).
- Alcohol (para preservar muestras de individuos no identificados).
- Hojas de registro de campo (hoja de registro de macrofauna, registro de las condiciones ambientales e información del muestreo y guía de macrofauna edáfica).

3. HALLAZGOS PRINCIPALES / RESULTADOS

3.1. EL FUEGO Y LA ABUNDANCIA DE MACROFAUNA EDÁFICA

Se observaron 1935 individuos de macrofauna edáfica durante los doce muestreos comprendidos entre abril y octubre de 2025. De los cuales no se pudo identificar a 89 ejemplares, representando el 4,6% de la muestra. La familia *Formicidae*, sumó un total de 1544 individuos (80% del total) de los cuales 1133 se observaron en la Localización 1 antes de las quemas. Por ese motivo la familia *Formicidae*, se ha excluido de la visualización de algunos resultados.

Se observa una reducción drástica en la abundancia total de individuos de macrofauna edáfica en las dos semanas y seis meses después del evento de quema comparado con antes del fuego (Fig. 1). La media poblacional descendió de 384 individuos en el estado pre-fuego, a 86 dos semanas después del fuego y a solo 14 individuos a los seis meses de la quema (Fig. 1a). Al excluir a la familia *Formicidae*, la tendencia de declive se mantiene constante: de una media inicial de 66 individuos se pasa a 21 a las dos semanas y finalmente a 11 individuos a los seis meses (Fig. 1b). Esto sugiere que el impacto del fuego afecta transversalmente a diversos taxones y no solo a los grupos más dominantes.

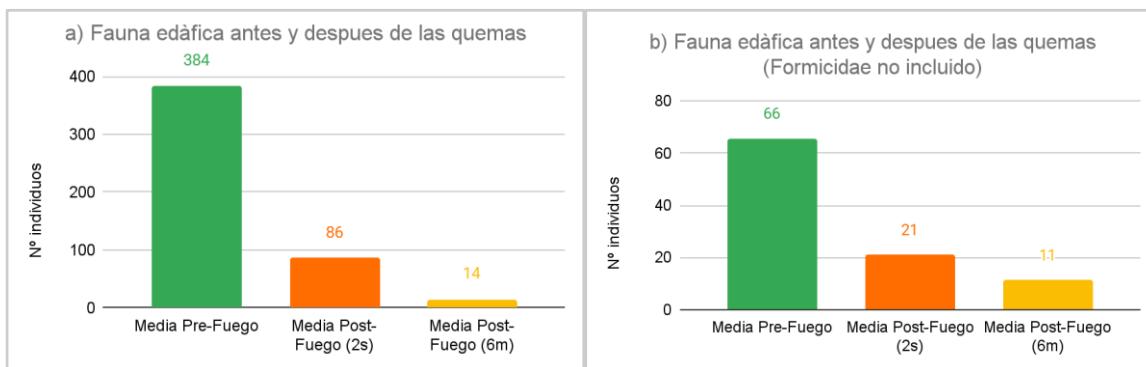


Figura 1. Media del número total de individuos de macrofauna edáfica de las cuatro ubicaciones muestreadas. Resultados de antes (pre-fuego), dos semanas después (post-fuego 2s), y seis meses después (post-fuego 6m) de las quemas. La figura A muestra los resultados con todos los individuos y la figura B muestra los resultados excluyendo la familia *Formicidae*.

Los resultados de los muestreos de macrofauna edáfica (excluyendo *Formicidae*) agrupados por los tres tiempos respecto al fuego, permiten comparar la variabilidad entre las cuatro localizaciones en cada etapa (Fig. 2). Durante el estado pre-fuego se observa una heterogeneidad inicial marcada, donde la Localización 3 presenta la mayor abundancia de individuos, superando los 100 individuos. En los muestreos dos semanas posteriores a las quemas se evidencia una reducción generalizada en la mayoría de las ubicaciones; sin embargo, la Localización 1 destaca por un aumento inusual en su población tras el fuego. El gráfico revela que pasados seis meses se observa una homogeneización a la baja de todas las estaciones de muestreo. En este periodo, ninguna localización logra recuperar los niveles de abundancia previos, manteniendo registros residuales en comparación con el estado basal.

Observar la trayectoria individual de cada una de las cuatro localizaciones de muestreo, facilita la identificación de anomalías en la respuesta al fuego. En las localizaciones 2, 3 y 4, el impacto del fuego fue inmediato y persistente, mostrando una caída drástica en el número de individuos desde el primer muestreo post-fuego que se mantuvo hasta los seis meses (Fig. 3). La estación 1 es la única que presenta un comportamiento divergente, con un incremento en la captura de individuos a las dos semanas de la quema en comparación con su estado pre-fuego. A pesar de la respuesta inicial de la estación 1, al finalizar los seis meses de monitoreo,

todas las estaciones muestran una reducción crítica de la macrofauna, con valores de abundancia similares entre sí e inferiores a los registros iniciales.

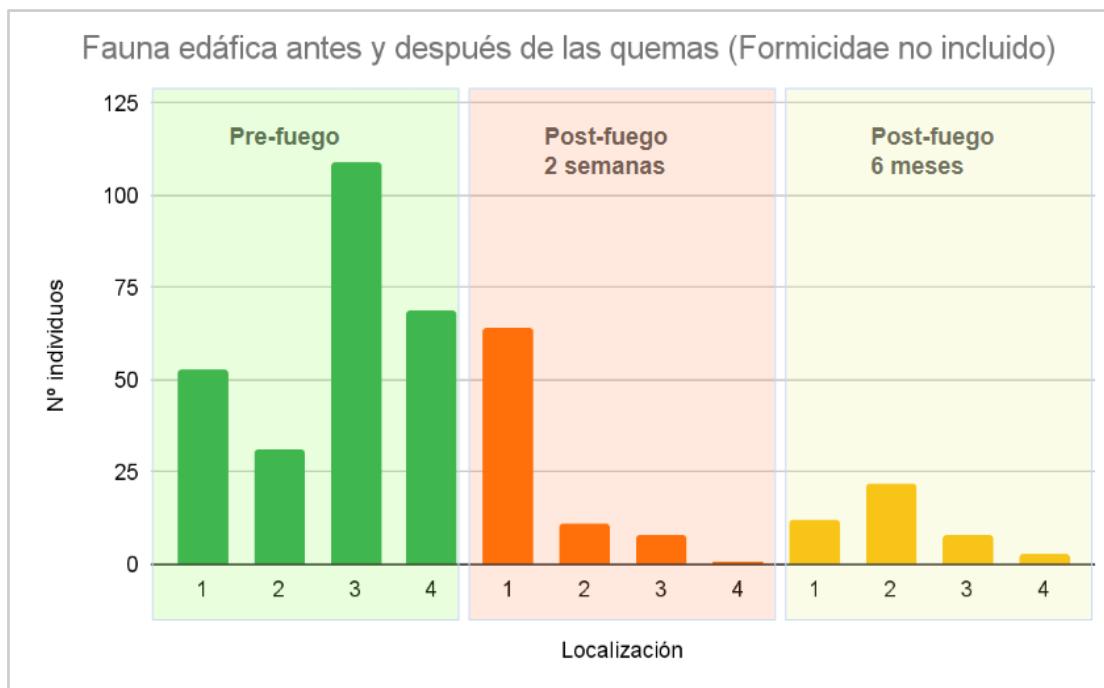


Figura 2. Total de individuos de macrofauna edáfica en cada una de las localizaciones durante los tres tratamientos. Resultados de antes (pre-fuego), dos semanas después (post-fuego 2 semanas), y seis meses después de las quemas (post-fuego 6meses).

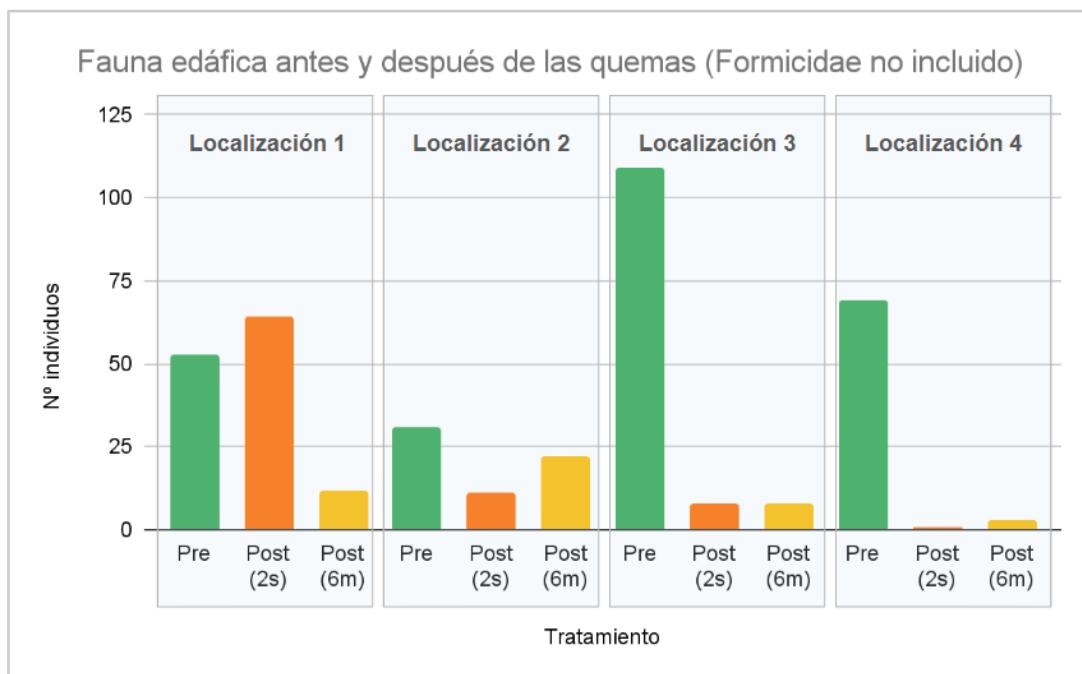


Figura 3. Total de individuos de macrofauna edáfica en cada uno de los monolitos y tratamiento. Se muestran agrupados los resultados por cada una de las cuatro localizaciones de muestreo.

3.2. EL FUEGO Y LA ESTRATIFICACIÓN VERTICAL DE MACROFAUNA EDÁFICA

Se puede observar la distribución vertical de la macrofauna edáfica en el suelo, agrupando los datos de todos los muestreos según la profundidad en el monolito (Fig. 4). Los resultados revelan una estratificación vertical altamente pronunciada. La mayor abundancia de individuos se concentra en la capa superficial (Capa 1: 0-10 cm), con una media de 114 individuos. Esta capa representa el nicho ecológico principal, albergando la vasta mayoría de la comunidad de macrofauna. Se observa un descenso drástico en la presencia de macrofauna conforme aumenta la profundidad del suelo. En la capa intermedia (Capa 2: 10-20 cm), la abundancia media cae a 43 individuos, lo que supone una reducción de más del 60% respecto al estrato superior. En la capa más profunda (Capa 3: 20-25 cm), la presencia de macrofauna es mínima, registrando una media de sólo 5 individuos. Este patrón de distribución estratificado verticalmente es fundamental para interpretar la vulnerabilidad del ecosistema ante el fuego, ya que la mayor parte de los individuos se localizan en la zona de mayor exposición térmica y consumo de materia orgánica por parte del fuego.

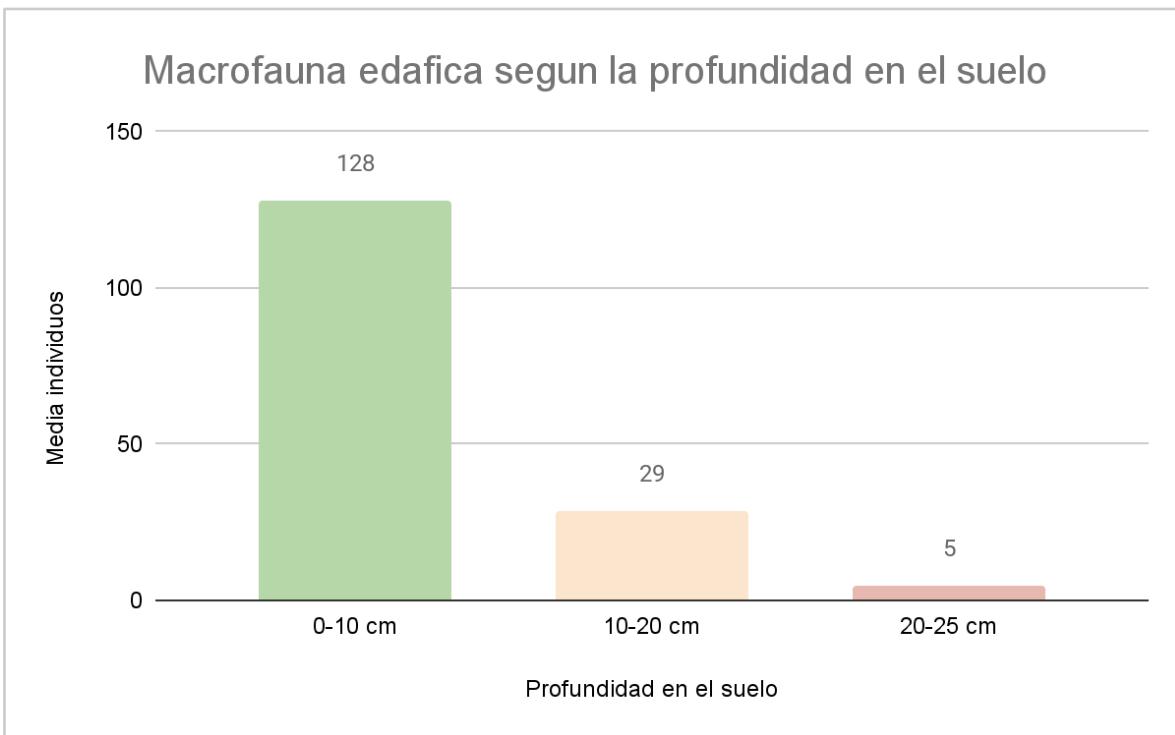


Figura 4. Media de individuos de macrofauna edáfica de los 12 monolitos muestreados por cada una de las tres capas del suelo. Los resultados se muestran agrupados por cada capa; capa 1 (0-10 cm de profundidad), capa 2 (10-20 cm), capa 3 (20-25 cm).

Macrofauna edafica segun la profundidad en el suelo y la exposición al fuego (sin Formicidae)

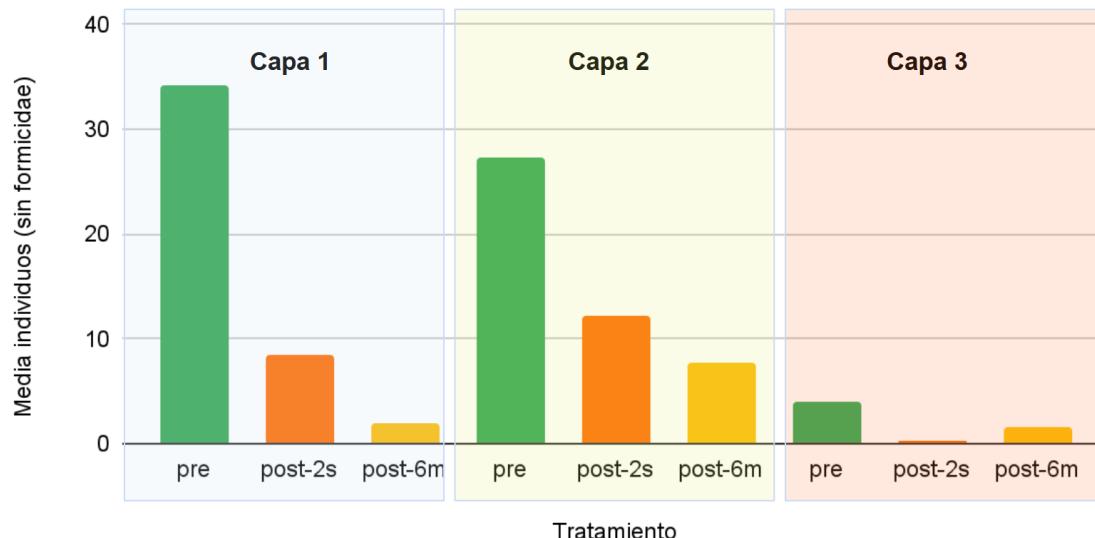


Figura 5. Media de individuos de macrofauna edáfica (excluyendo la familia *Formicidae*) por cada una de las capas y tratamiento (pre-fuego, 2 semanas post-fuego y 6 meses post-fuego). Los resultados se muestran agrupados por cada una de las tres capas del monolito; capa 1 (0-10 cm de profundidad), capa 2 (10-20 cm), capa 3 (20-25 cm).

La abundancia media de macrofauna (excluyendo la familia *Formicidae*) muestra que el impacto del fuego no es uniforme a través del perfil del suelo (Fig. 5). Se observan distintos niveles de degradación y persistencia de las comunidades de macrofauna según la profundidad:

Capa 1 (0-10 cm): Este estrato, el más poblado inicialmente con una media de 34 individuos, sufrió la mayor pérdida poblacional. A las dos semanas de la quema, la población cayó drásticamente a 9 individuos, y continuó su declive hasta alcanzar un valor residual de apenas 2 individuos a los seis meses, lo que representa una reducción del 94%.

Capa 2 (10-20 cm): Aunque este estrato sufrió una reducción significativa (pasando de una media de 27 a 8 individuos seis meses después de la quema), esta capa mostró una mayor estabilidad relativa tras el evento térmico. A las dos semanas post-fuego, la abundancia en este estrato descendió a 12 individuos de media, pero superó a la de la Capa 1 con 9 individuos.

Capa 3 (20-25 cm): Presentó niveles de abundancia residuales en todas las fases. De una media inicial de 4 individuos, la población descendió a 0 tras la quema, mostrando valores de apenas 2 individuos de media al finalizar el estudio.

En resumen, los resultados indican que, mientras la capa más superficial del suelo queda prácticamente despoblada después del fuego, el estrato intermedio (Capa 2) retiene una fracción de la comunidad que, a los seis meses, es cuatro veces superior a la de la capa superficial (8 frente a 2 individuos).

4. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos confirman que el fuego actúa como un agente disruptor crítico para la macrofauna edáfica, provocando una disminución drástica en la abundancia de individuos que persiste durante al menos seis meses. Este descenso, que redujo la población de una media basal de 384 individuos a solo 14, es consistente con las observaciones de Wikars y Schimmel, (2001) sobre cómo la severidad del fuego y el consumo de la capa orgánica determinan mortalidades de entre el 59% y el 100% en las comunidades de invertebrados del suelo.

Es difícil pensar que si en seis meses no se vieron signos de recuperación o recolonización en las zonas de muestreo es poco probable que esto pueda pasar en solo dos o tres meses más como sugieren otros estudios (Antunes et al., 2009; Yang et al., 2022). Esto podría explicarse por la "mortalidad retardada", donde el estrés post-fuego prolonga la degradación del hábitat más allá del evento térmico inicial. La persistencia de valores bajos de abundancia de macrofauna edáfica sugiere que la recuperación de estas comunidades en estas zonas montañosas es un proceso lento.

Una explicación para la anomalía detectada en la Localización 1 es que estuviera más conectada con áreas no afectadas por el fuego, facilitando una recolonización temprana tras el incendio y explicando la presencia de macrofauna a las dos semanas. No obstante, la ausencia de individuos a los seis meses sugiere que, aunque se presenció una recuperación o recolonización rápida en esta ubicación, las condiciones posteriores al incendio no permitieron el establecimiento a largo plazo.

La estratificación vertical (Fig. 4) muestra que la macrofauna se concentra de forma mayoritaria en los primeros 10 cm del suelo, con una media de 114 individuos, frente a los 43 y 5 individuos hallados en las capas de 10-20 cm y 20-25 cm respectivamente. Esta distribución inicial sitúa a la mayor parte de la población en la capa más expuesta a la pérdida de materia orgánica y al impacto térmico, lo que explica la drástica disminución observada tras el fuego. Estos resultados coinciden con otros previamente publicados que afirman que el número de individuos y biomasa de macroinvertebrados disminuye de manera significativa por cada 10cm de profundidad (Doblas-Miranda et al., 2009).

En la capa más superficial del suelo, la población cae de una media de 34 individuos (sin contar *Formicidae*) a solo 2 individuos a los seis meses después de la quema, lo que representa una pérdida casi total de la comunidad en el estrato superficial relacionada con la exposición al fuego (Fig. 5). Esta reducción del 94% de la comunidad de macrofauna subraya una gran vulnerabilidad de los organismos que habitan la capa más superficial del suelo ante el efecto del fuego. Por otro lado, la capa intermedia refleja una mayor persistencia de individuos tras la quema. Aunque este estrato también sufre un descenso, mantiene una media de 12 individuos a las dos semanas y 8 individuos a los seis meses, cifras superiores a los 9 y 2 individuos registrados en la Capa 1 en esos mismos períodos. Esta menor diferencia cuantitativa que sufren los estratos intermedios sugiere que la profundidad pudo actuar como un factor de protección parcial frente al fuego. No obstante, la tendencia descendente en todas las capas entre el antes, el post-fuego inmediato y a los seis meses indica que el impacto del fuego persiste en el tiempo, sin mostrar señales de recuperación o recolonización en ninguno de los perfiles estudiados durante mínimo medio año.

La sensibilidad demostrada por la macrofauna edáfica en este estudio la posiciona como un bioindicador eficaz para evaluar el impacto del fuego. A su vez, el protocolo descrito en este caso de estudio confirma su efectividad para monitorear los impactos del fuego en macroinvertebrados del suelo. Como indica el mapa sistemático de Martin et al. (2025) en previsualización, a pesar de que los incendios son la perturbación más estudiada en los biomas mediterráneo y templado, persisten vacíos significativos sobre taxones específicos (como dipluro o tijeretas) y este protocolo, de la mano de la estandarización de guías o claves de identificación específicas, podría ayudar a reducirlos.

5. LIMITACIONES DE ESTE PROTOCOLO E IMPLICACIONES PARA LA INVESTIGACIÓN

A pesar de la eficacia del protocolo para detectar cambios en la abundancia general, se han identificado limitaciones metodológicas que deben abordarse en futuras fases para mejorar la resolución del estudio:

1. Desafíos en la identificación taxonómica

La determinación taxonómica de la macrofauna edáfica constituye un cuello de botella crítico para este protocolo debido a que requiere una alta especialización. En el presente estudio, la imposibilidad de identificar 89 ejemplares (que representan el 4,6% del total de la muestra) impidió realizar un análisis detallado por taxones en esta primera fase. Debido a esta limitación no se ha podido plasmar en este informe la sensibilidad taxonómica del protocolo.

Aun así, la comparación entre excluir e incluir a la familia *Formicidae* ha permitido previsualizar que con esta metodología podría evaluarse que el impacto del fuego parece ser transversal en diversos grupos de invertebrados, y no un efecto sesgado por taxones dominantes. Por lo tanto, el potencial de evaluar los efectos del fuego de forma estratificada en la macrofauna edáfica y los desafíos en la identificación taxonómica del protocolo subrayan la necesidad de desarrollar claves dicotómicas específicas y regionales, que faciliten la identificación de muestras, especialmente para grupos infra-estudiados. Como explicó Gongalsky (2021) la alta diversidad taxonómica dificulta la identificación de macrofauna edáfica y genera sesgos al excluir taxones pequeños. La preclasificación y el apoyo de taxónomos especialistas son esenciales en este apartado.

2. Estandarización del muestreo físico

La segmentación del suelo mediante monolitos presenta dificultades operativas. La eficacia de esta técnica está condicionada por la heterogeneidad del sustrato y el tipo de suelo, lo que sugiere la necesidad de adaptar el método a las propiedades de distintos tipos de suelo. Se podría considerar también la exclusión de la capa más profunda del monolito determinando si el esfuerzo de muestreo compensa la obtención de datos.

3. Comparabilidad y gestión de datos

Para garantizar la reproducibilidad y la comparabilidad de los resultados entre distintos períodos y ecosistemas, es imperativo la estandarización de las bases de datos y de las hojas de registro de campo. Una estructura de datos armonizada facilita la integración de estos indicadores biológicos en modelos de simulación de incendios y programas de gestión forestal a mayor escala.

6. CONCLUSIONES

Degradación sostenida: El fuego causa un impacto negativo persistente en la abundancia de la macrofauna edáfica, sin evidencias de recuperación tras un semestre de monitoreo.

Sensibilidad taxonómica: La exclusión de la familia *Formicidae* permite identificar que el impacto del fuego es transversal en diversos grupos de invertebrados, y no un efecto sesgado por taxones dominantes. Esto es uno de los posibles campos de estudio futuros para continuar el desarrollo de esta metodología.

Efectividad del protocolo: La metodología utilizada ha sido capaz de documentar de forma precisa la respuesta de la macrofauna del suelo, demostrando que la abundancia total es un parámetro altamente sensible al fuego.

Necesidad de visión a largo plazo: Para entender de forma efectiva el efecto del fuego en las comunidades de macrofauna edáfica en estas regiones, es imperativo extender los muestreos más allá de los seis meses, considerando la lenta tasa de retorno de la fauna edáfica. Este trabajo pone de relieve la necesidad de estudios a largo plazo para evaluar los efectos del aumento en la frecuencia de incendios forestales sobre la biodiversidad edáfica y su papel en los ecosistemas.

7. REFERENCIAS

Agbeshie, A. A., Abugre, S., Atta-Darkwa, T., & Awuah, R. (2022). A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of Forestry Research*, 33(5), 1419–1441.
<https://doi.org/10.1007/s11676-022-01475-4>

Antunes, S. C., Curado, N., Castro, B. B., & Gonçalves, F. (2009). Short-term recovery of soil functional parameters and edaphic macro-arthropod community after a forest fire. *Journal of Soils and Sediments*, 9(3), 267–278. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0076-y>

Bottinelli, N., Jouquet, P., Capowiez, Y., Podwojewski, P., Grimaldi, M., & Peng, X. (2015). Why is the influence of soil macrofauna on soil structure only considered by soil ecologists? *Soil and Tillage Research, Soil Structure and Its Functions in Ecosystems: Phase Matter & Scale Matter*, 146, 118–124.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2014.01.007>

Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia*, 143(1), 1–

10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>

Doblas-Miranda, E., Sánchez-Piñero, F., & González-Megías, A. (2009). Vertical distribution of soil macrofauna in an arid ecosystem: Are litter and belowground compartmentalized habitats? *Pedobiologia*, 52(6), 361–373. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2008.11.006>

Gongalsky, K. B. (2021). Soil macrofauna: Study problems and perspectives. *Soil Biology and Biochemistry*, 159, 108281. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108281>

Henry, S. C., Kirkpatrick, J. B., & McQuillan, P. B. (2022). The half century impact of fire on invertebrates in fire-sensitive vegetation. *Austral Ecology*, 47(3), 590–602.
<https://doi.org/10.1111/aec.13141>

Martin, P. A., Izquierdo, L. P., Biryol, C., Brasseur, S., Menival, C., Li, Q., Aviles, I. L., Petritan, I. C., Luyssaert, S., Geunet, B., Manzoni, S., Spake, R., Santonja, M., & Curiel, J. (2025). A systematic map of forest disturbance impacts on soil and litter fauna: Knowledge gaps and a roadmap for future research. In *EcoEvoRxiv*.

Moretti, M., Duelli, P., & Obrist, M. K. (2006). Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. *Oecologia*, 149(2), 312–327.
<https://doi.org/10.1007/s00442-006-0450-z>

Wikars, L.-O., & Schimmel, J. (2001). Immediate effects of fire-severity on soil invertebrates in cut and uncut pine forests. *Forest Ecology and Management*, 141(3), 189–200.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00328-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00328-5)

Yang, X., Liu, R.-T., Shao, M.-A., Wei, X.-R., Li, T.-C., Chen, M.-Y., Li, Z.-Y., Dai, Y.-C., & Gan, M.



Plan de Recuperación,
Transformación
y Resiliencia



Financiado por
la Unión Europea
NextGenerationEU

(2022). Short-term effects of wildfire on soil arthropods in a semi-arid grassland on the Loess Plateau. *Frontiers in Microbiology*, 13.

<https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.989351>

Zaitsev, A. S., Gongalsky, K. B., Malmström, A., Persson, T., & Bengtsson, J. (2016). Why are forest fires generally neglected in soil fauna research? A mini-review. *Applied Soil Ecology*, 98, 261–271. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.012>