

ANÁLISIS DE ESTRATEGIAS PARA RECUPERACIÓN DE LA FERTILIDAD DEL SUELO AGRÍCOLA AFECTADO POR INCENDIO FORESTAL



Trabajo Fin de Máster

Máster Universitario en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos.

Autor: **Javier Nadal Fuentes**

Tutor: **Luciano Orden Pilchik**

Cotutor: **José Antonio Sáez Tovar**



ESCUELA POLITECNICA SUPERIOR DE ORIHUELA

**Máster Universitario de Investigación en
Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos**



ANÁLISIS DE ESTRATEGIAS PARA RECUPERACIÓN DE LA
FERTILIDAD DEL SUELO AGRÍCOLA AFECTADO POR
INCENDIO FORESTAL

Vº Bº DIRECTOR

VºBº CODIRECTOR

ALUMNO



UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE

Se autoriza al alumno **D. Javier Nadal Fuentes**, a realizar el Trabajo Fin de Máster titulado: "Análisis de estrategias para recuperación de la fertilidad del suelo agrícola afectado por incendio forestal", bajo la dirección de **D. Luciano Orden** y **D. Jose Antonio Sáez Tovar**, debiendo cumplir las normas establecidas para la redacción del mismo que están a su disposición en la página Web específica del Master.

Orihuela, 26 de mayo de 2025

La Directora del Máster Universitario de Investigación en Gestión, Tratamiento y Valoración de Residuos Orgánicos

CONCEPCION PAREDES|GIL Firmado digitalmente por
CONCEPCION|PAREDES|GIL
Fecha: 2025.05.26 13:23:12
+02'00'

Fdo.: Concepción Paredes Gil

TRIBUNAL	
FECHA:	
PRESIDENTE:	FIRMA:
VOCAL:	FIRMA:
VOCAL:	FIRMA:

IDENTIFICACIONES

Autor: JAVIER NADAL FUENTES

Título: ANÁLISIS DE ESTRATEGIAS PARA RECUPERACIÓN DE LA FERTILIDAD DEL SUELO AGRÍCOLA AFECTADO POR INCENDIO FORESTAL

Title: ANALYSIS OF STRATEGIES FOR RECOVERING THE FERTILITY OF AGRICULTURAL SOIL AFFECTED BY FOREST FIRES

Director/es del TFM: Luciano Orden Pilchik, José Antonio Sáez Tovar

Año: 2025

Titulación: Máster Universitario en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos.

Tipo de proyecto: Investigación

Palabras claves: Incendio forestal, restauración del suelo, compost, cubiertas vegetales, microbiología edáfica.

Keywords: Forest fire, soil restoration, compost, vegetation cover, soil microbiology.

Nº citas bibliográficas: 42

Nº de tablas: 1

Nº de figuras: 37

Nº de anexos: 1

RESUMEN

El presente estudio analiza estrategias de restauración para recuperar la fertilidad de suelos agrícolas afectados por incendios forestales. El estudio se realizó en parcelas del Alto Palancia (Castellón y Valencia), tras un incendio en agosto de 2022 que quemó más de 20 000 ha, incluyendo 1 632 ha agrícolas.

Se aplicaron seis tratamientos: parcelas sin tratamiento (T0), compost de alperujo (T1), compost de residuos sólidos urbanos (FORS) (T2), siembra de abono verde (T3), mezcla de semillas regenerativas (T4), aplicación de mulching (T5). Se realizaron tres muestreos: antes de la aplicación de los tratamientos, a los 6 y a los 12 meses.

Se analizaron parámetros fisicoquímicos y biológicos del suelo: pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico oxidable, nitrógeno total, nitratos,

amonio, fósforo asimilable, estabilidad de agregados, respiración edáfica basal, carbono de la biomasa microbiana y actividad de enzimas como fosfatasa, β -glucosidasa y ureasa.

Las parcelas presentaron diferencias notables a partir del año de la aplicación. El compost de FORS presentó los principales cambios en diversas analíticas, sugiriendo que es una opción interesante para aplicar. Las cubiertas vegetales y el mulching favorecieron la estructura del suelo y redujeron la salinidad tras lluvias intensas.

Aunque no todas las variables mostraron diferencias significativas, se evidencian tendencias positivas con las enmiendas orgánicas. El estudio demuestra que la combinación de compost y cubierta vegetal es una estrategia eficaz de restauración postincendio, aunque los beneficios requieren tiempo para consolidarse.

ABSTRACT

This study analyses restoration strategies to recover the fertility of agricultural soils affected by forest fires. The study was conducted on plots in Alto Palancia (Castellón and Valencia), following a fire in August 2022 that burned more than 20 000 ha, including 1 632 ha of agricultural land.

Six treatments were evaluated: untreated plots (T0), olive pomace compost (T1), municipal solid waste compost (FORS) (T2), green manure sowing (T3), regenerative seed mixture (T4) and mulching application (T5). Three samplings were carried out: before the application of the treatments, at 6 months, and at 12 months.

Physical, chemical, and biological soil parameters were analyzed: pH, electrical conductivity, oxidizable organic carbon, total nitrogen, nitrates, ammonium, assimilable phosphorus, aggregate stability, basal soil respiration, microbial biomass carbon, and enzyme activity such as phosphatase, β -glucosidase, and urease.

The plots showed notable differences from the year of application. FORS compost showed the main changes in various analyses, suggesting that it is an interesting option for application. Vegetation cover and mulching improved soil structure and reduced salinity after heavy rains.

Although not all variables showed significant differences, positive trends were evident with organic amendments. The study demonstrates that the combination of compost and plant cover is an effective post-fire restoration strategy, although the benefits require time to consolidate.



INFORME DE EVALUACIÓN DE INVESTIGACIÓN RESPONSABLE DE 2. TFM (Trabajo Fin de Máster)

Elche, a 18/03/2025

Nombre del tutor/a	Luciano Orden
Nombre del alumno/a	Javier Nadal Fuentes
Tipo de actividad	Adherido a un proyecto autorizado
Título del 2. TFM (Trabajo Fin de Máster)	ANÁLISIS DE ESTRATEGIAS PARA RECUPERACIÓN DE LA FERTILIDAD DEL SUELO AGRÍCOLA AFECTADO POR INCENDIO FORESTAL
Evaluación de riesgos laborales	No solicitado/No procede
Evaluación ética humanos	No solicitado/No procede
Código provisional	250306023819
Código de autorización COIR	TFM.MGT.LO.JNF.250306
Caducidad	2 años

Se considera que la presente actividad no supone riesgos laborales adicionales a los ya evaluados en el proyecto de investigación al que se adhiere. No obstante, es responsabilidad del tutor/a informar y/o formar al estudiante de los posibles riesgos laborales de la presente actividad.

La necesidad de evaluación ética del trabajo titulado: **ANÁLISIS DE ESTRATEGIAS PARA RECUPERACIÓN DE LA FERTILIDAD DEL SUELO AGRÍCOLA AFECTADO POR INCENDIO FORESTAL** ha sido realizada en base a la información aportada en el formulario online: "TFG/TFM: Solicitud Código de Investigación Responsable (COIR)", habiéndose determinado que no requiere ninguna evaluación adicional. Es importante destacar que si la información aportada en dicho formulario no es correcta este informe no tiene validez.

Por todo lo anterior, **se autoriza** la realización de la presente actividad.

Atentamente,

Alberto Pastor Campos
Jefe de la Oficina de Investigación Responsable
Vicerrectorado de Investigación y Transferencia

Índice

1.1.	Contexto del estudio:	9
1.2.	Técnicas de restauración postincendio:	9
2.	Materiales y métodos	12
2.1.	Descripción de la zona de estudio	12
2.2.	Clasificación de suelos.....	14
2.3.	Caracterización de los compost usados.....	16
2.4.	Diseño experimental.....	16
2.5.	Diseño de las parcelas:.....	17
2.6.	Toma de muestras:	18
2.7.	Análisis de laboratorio:	19
2.8.	Análisis estadístico	24
3.	Resultados y discusión	25
3.1.	pH.....	25
3.2.	Conductividad eléctrica (CE).....	27
3.3.	Carbono orgánico oxidable (CO _{ox})	29
3.4.	Nitrógeno total	31
3.5.	Nitratos	33
3.6.	Amonio.....	34
3.7.	Fósforo asimilable	36
3.8.	Agregados estables	38
3.9.	Actividad de la enzima fosfatasa.....	40
3.10.	Actividad de la enzima β -glucosidasa	42
3.11.	Actividad de la enzima ureasa	44
3.12.	Respiración edáfica basal	46
3.13.	Carbono de la biomasa microbiana	48
3.14.	Cociente metabólico	50
4.	Conclusiones.....	52
5.	Bibliografía	54
	Anexo 1: Listado de especies del tratamiento 4:	59

Introducción

Los incendios forestales forman parte del paisaje mediterráneo (McLauchlan et al., 2020). Existen adaptaciones por parte del ecosistema, como en el caso de la flora, que permiten hacer frente al régimen natural de incendios (especies rebrotadoras, aceites, el grosor de la corteza del árbol, etc.). Sin embargo, la intensidad y la frecuencia de los fuegos se ha visto alterada por factores antrópicos (Pausas et al., 2012). El suelo, componente esencial de los ecosistemas, puede sufrir modificaciones en las propiedades fisicoquímicas y biológicas tras el paso de un incendio (Certini, 2005). La desaparición de la cubierta vegetal deja expuesto el suelo a la erosión eólica e hídrica, haciéndolo más susceptible a la pérdida de suelo (Mataix-Solera, 2007). Además, las actuaciones que se llevan a cabo tras el paso de los incendios suelen provocar más erosión si no se planifican adecuadamente.

1.1. Contexto del estudio:

El 15 de agosto 2022, un rayo inició un fuego en la comarca del Alto Palancia, Castellón. El incendio quemó en torno a 20 000 hectáreas, de las cuales 1 632 ha correspondían a superficies agrícolas con cultivos de olivos, almendros y algunas plantaciones de carrasca trufera. Este evento tuvo consecuencias graves sobre el suelo agrícola, comprometiendo su capacidad productiva y sus funciones ecológicas.

1.2. Técnicas de restauración postincendio:

Cuando los suelos agrícolas se encuentran en un estado degradado por causas antrópicas o naturales, es necesario llevar a cabo técnicas de restauración enfocadas a evitar una mayor pérdida de suelo y restaurarlo con el objetivo de recuperar sus funciones ecosistémicas y de producción. Para ello existen diferentes técnicas que se pueden emplear, como la aplicación de compost, acolchados o cubiertas vegetales. La elección del tratamiento depende del estado del suelo, de los objetivos que se quieran alcanzar y del orden de prioridades para evitar daños mayores. Dentro de estas prioridades se encuentran:

- **Evitar una mayor pérdida de suelo:** mediante el uso de barreras físicas, (taludes, aterrazamientos) que obstaculicen el avance de la erosión.

- **Recuperación de suelo:** en ciertos casos, si el fenómeno que ha provocado la erosión no ha sido muy severo, parte del suelo movilizado puede haberse acumulado en zonas bajas de la parcela. En estos casos, es posible reubicarlo mediante técnicas de laboreo o transporte.
- **Cobertura vegetal:** el uso de una cobertura vegetal favorece la sujeción de los horizontes superficiales del suelo. Además, la presencia de vegetación frena el impacto de la lluvia y, por tanto, reduce las pérdidas por escorrentía. En situaciones de erosión elevada, se pueden utilizar coberturas vegetales no vivas (mulching o acolchado) como paja u otros materiales. El compost o material que se use como enmienda orgánica también puede actuar como cubierta mientras se establece la vegetación. Es recomendable el uso de especies autóctonas de crecimiento rápido.
- **Favorecer la biota edáfica:** las enmiendas orgánicas (compost) mejoran la actividad microbiana, clave para la estructura del suelo y ciclo de nutrientes.
- **Vegetación permanente:** establecer una cubierta vegetal estable en el tiempo es clave para mantener la funcionalidad del suelo a largo plazo. Esta vegetación permanente no solo protege contra la erosión, sino que contribuye a la estabilización del ecosistema y al ciclo de nutrientes a largo plazo.

En el siguiente trabajo se analiza el efecto de diferentes actuaciones postincendio sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. En particular, se analiza el efecto en los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO) y carbono orgánico oxidable (CO_{ox}), así como la fracción oxidable de estas dos últimas; nitrógeno total, amonio, nitrato, fósforo asimilable, estabilidad de agregados, carbono de la biomasa microbiana (CBM), respiración edáfica basal (REB), y las actividades de las enzimas fosfatasa, β-glucosidasa y ureasa.

El *pH* del suelo es una medida de su acidez o alcalinidad, y es un factor clave que influye en la disponibilidad de nutrientes y en la actividad microbiana. Un pH equilibrado permite que las plantas absorban adecuadamente los nutrientes esenciales, mientras que niveles extremos pueden limitar su disponibilidad y

afectar negativamente el crecimiento vegetal. Por otro lado, el pH regula la solubilidad de minerales y de metales pesados (Weil & Brady, 2017).

La *conductividad eléctrica (CE)* del suelo indica la capacidad del suelo para conducir corriente eléctrica, lo cual está directamente relacionado con la concentración de sales solubles. Este parámetro es un indicador útil para evaluar la salinidad del suelo, un factor que puede limitar el crecimiento de las plantas si alcanza niveles elevados (Rhoades et al., 1998).

El *carbono orgánico oxidable* hace referencia a la fracción de carbono orgánico del suelo que puede ser oxidada por los microorganismos. Su análisis es importante para tener una visión de la disponibilidad de nutrientes en el suelo a largo plazo (Duval et al., 2018).

El *nitrógeno total* del suelo representa la suma de todas las formas de nitrógeno presentes, tanto orgánicas como inorgánicas. Este parámetro es un indicador clave de la fertilidad del suelo, ya que el nitrógeno es un nutriente esencial para el crecimiento vegetal. La disponibilidad de nitrógeno total influye en la productividad de los cultivos y en el equilibrio de los ciclos biogeoquímicos del suelo (Brady & Weil, 2017).

El *amonio* es una forma inorgánica de nitrógeno que puede ser absorbida por las plantas. Su presencia en el suelo proviene de la mineralización de la materia orgánica y de la aplicación de fertilizantes nitrogenados. Aunque es una fuente eficiente de nitrógeno para las plantas, su acumulación en exceso puede generar toxicidad y afectar la comunidad microbiana del suelo (Brady & Weil, 2017).

El *nitrato* es una forma disponible de nitrógeno en el suelo. Se forma por la nitrificación del amonio y es altamente soluble, lo que facilita su absorción por las raíces, pero también lo hace susceptible a la lixiviación. Altas concentraciones de nitrato en el perfil del suelo pueden representar un riesgo ambiental, especialmente en zonas agrícolas intensivas (Cameron et al., 2013).

El *fósforo asimilable* en el suelo representa la fracción de fósforo que las plantas pueden absorber y utilizar para su crecimiento.

La *estabilidad de los agregados* del suelo puede usarse como indicador del estado estructural del mismo. La pérdida de agregados estables es el primer paso hacia la formación de costras superficiales, dificultando la infiltración de agua y favoreciendo la escorrentía y la erosión (Mataix-Solera et al., 2011).

El *carbono de la biomasa microbiana* (CBM) representa la cantidad de carbono que hay en el suelo perteneciente a la comunidad microbiana. Esta biomasa microbiana participa en la descomposición de la materia orgánica y, por tanto, en el ciclo de nutrientes (Zhou et al., 2018).

La *respiración edáfica basal* (REB) también nos indica el estado de la comunidad de microorganismos, puesto que mide su actividad metabólica (Zhou et al., 2018).

Por último, el estudio de las actividades enzimáticas permite obtener información sobre el estado biológico del suelo y los efectos de las actividades humanas (Nannipieri et al., 2018). Las enzimas del suelo juegan un papel fundamental en las reacciones de transformación de compuestos orgánicos y en el reciclaje de nutrientes como el nitrógeno, el fósforo o el azufre.

Este estudio busca contribuir a la comprensión de la efectividad de las distintas técnicas de restauración postincendio en terrenos agrícolas afectados, con el objetivo de identificar prácticas que favorezcan la recuperación funcional del suelo y su sostenibilidad a largo plazo.

2. Materiales y métodos

2.1. Descripción de la zona de estudio

El estudio se llevó a cabo en terrenos agrícolas localizados en los municipios de Barracas, Sacañet, Bejís, Toras, Viver, El Toro y Teresa en Castellón y Andilla y Alcublas en la provincia de Valencia. Esta zona se vio afectada por un incendio forestal de grandes dimensiones (Figura 1) ocurrido en agosto de 2022, que arrasó más de 20 000 hectáreas, incluyendo 1 632 ha de suelo agrícola con cultivos de olivo, almendro y carrasca trufera. El clima es típicamente mediterráneo, con veranos secos y calurosos e inviernos moderados, y una pluviometría media anual inferior a 600 mm (Figura 2).

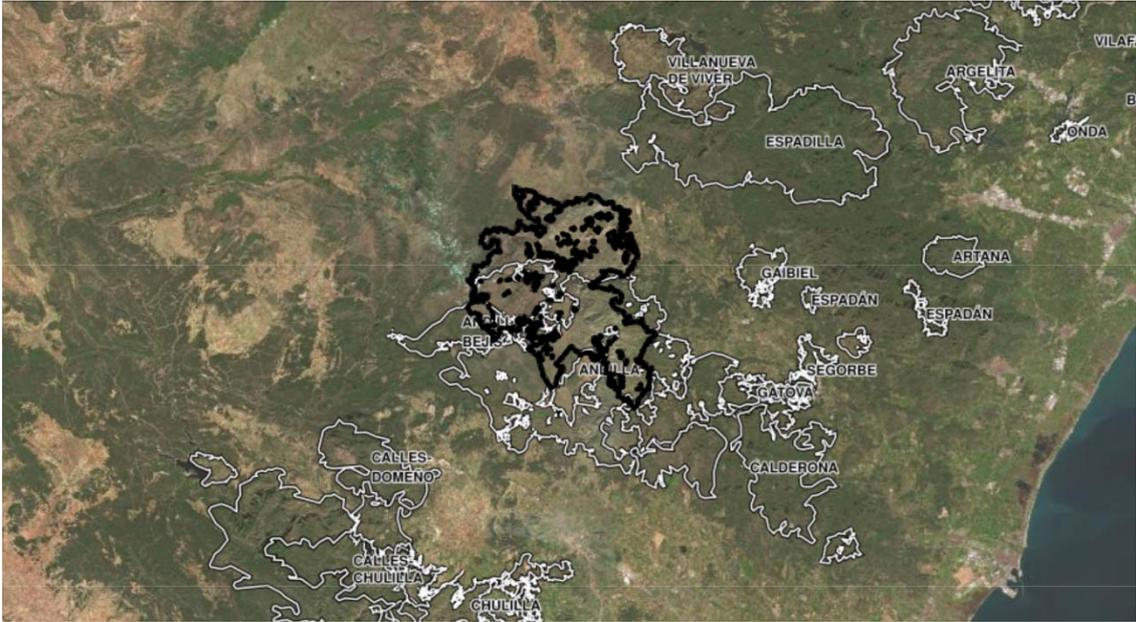


Figura 1. Perímetro de incendio de Bejis 2022. Fuente POSTFIRE (<https://postfire.es/>) Sistema Experto de Ayuda a la Gestión de Zonas Forestales Quemadas, desarrollado por CEAM.

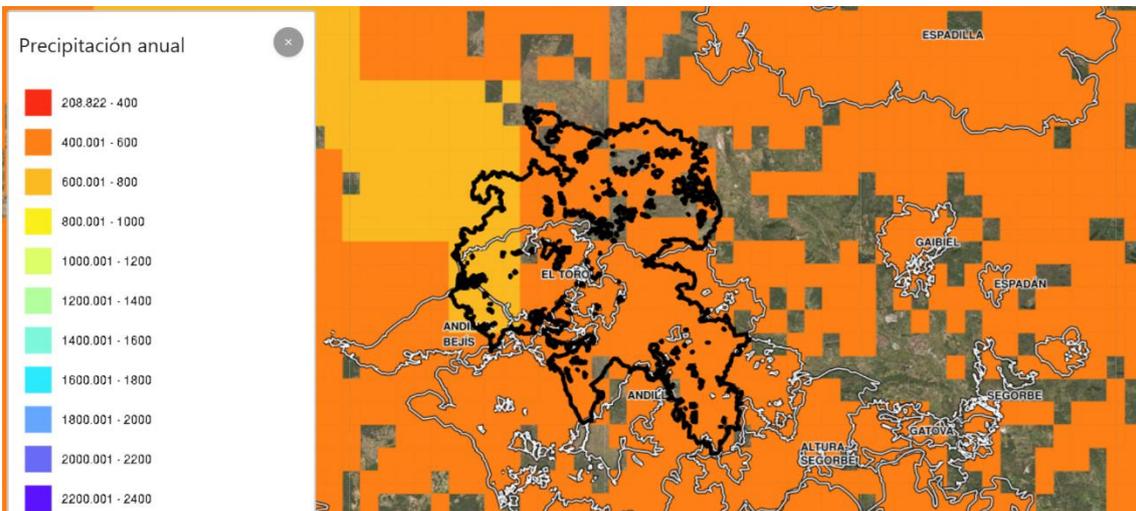


Figura 2. Pluviosidad media anual en la zona de estudio, Bejis. Fuente POSTFIRE (<https://postfire.es/>) Sistema Experto de Ayuda a la Gestión de Zonas Forestales Quemadas, desarrollado por CEAM.

2.2. Clasificación de suelos

En la zona de estudio podemos encontrar diferentes clases de suelo, como Leptosoles, Regosoles, Cambisoles y Fluvisoles. Sin embargo, predominan los suelos jóvenes, poco evolucionados como Leptosoles y Regosoles según la WRB (IUSS, 2015). A continuación, se describen las principales características de algunos de ellos:

- Leptosoles: Son suelos poco profundos; el contacto con la roca es a menos de 30 cm. Son pedregosos y comunes en zonas montañosas.
- Regosoles: suelos minerales poco desarrollados sobre materiales no consolidados. Son comunes en áreas montañosas.
- Cambisoles: Son suelos poco desarrollados, pero que presentan al menos la diferenciación de un horizonte subsuperficial que se evidencia gracias a la formación de estructura, la coloración parda y el contenido en arcilla o en un incremento de carbonatos secundarios.
- Fluvisoles: Son suelos jóvenes, poco desarrollados sobre materiales fluviales.

En la *Soil Taxonomy* estos suelos se clasificarían como: Entisol e Inceptisol (SSS, 2022).

- Entisoles: Son suelos jóvenes con muy poca o ninguna evidencia de desarrollo de horizontes diagnóstico. No presentan horizontes genéticos, a excepción de un horizonte A. En la zona de estudio podemos encontrar perfiles AC, AR (Horizonte A en contacto directo con la roca) y ACR. Corresponden a los Leptosoles, Regosoles y Fluvisoles en la WRB. Lo más dominante en nuestra zona serían los Lithic Xerorthents.
- Xerorthents: Entisoles que se encuentran en superficies erosionadas recientemente. Esta erosión puede ser natural o antrópica. No presenta ninguna característica especial dentro de los Entisoles (Orthents). Además, se encuentran bajo un régimen de humedad xérico (Xerorthents). Este

régimen de humedad se caracteriza por inviernos fríos y húmedos, y veranos cálidos con sequías prolongadas. La falta de agua ocurre durante el periodo de verano y las lluvias se producen durante el otoño.

- Lithic Xerorthent: Xerorthents que tienen contacto lítico a menos de 50 cm de la superficie del suelo, aunque suele ser a menos de 25 cm de la superficie. Son suelos que normalmente se usan para el pastoreo.
- Inceptisoles: Corresponderían a los Cambisoles descritos anteriormente para la WRB.



Figura 1: Perfil de un suelo afectado por el incendio de Bejis, Castellón.

2.3. Caracterización de los compost usados

Variable	Compost	
	Alperujo	FORS
Densidad (kg/L)	0,66	0,38
pH	8,9	7,6
CE (dS/m)	3,36	5,07
% MO	73,6	57,3
% N	2,7	1,73
%COT	41,9	31,3
P (g/kg)	6,7	3,1

Tabla 1: caracterización de los compost

2.4. Diseño experimental

Para evaluar el efecto de distintas estrategias de restauración postincendio, se establecieron parcelas experimentales en las que se delimitaron unidades de muestreo de 10 x 10 metros. Se aplicaron seis tratamientos distintos, cada uno con dos repeticiones distribuidas aleatoriamente en cada parcela:

- **Control:** muestra recogida en M0 (antes de la aplicación de los tratamientos).
- **Tratamiento 0:** sin aplicación de ninguna técnica de restauración ni abonado.
- **Tratamiento 1:** compost de alperujo, a una dosis equivalente de 25 t/ha.
- **Tratamiento 2:** compost procedente de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORS), a una dosis equivalente de 25 t/ha.
- **Tratamiento 3:** siembra de abono verde (*Sinapis alba*, 0,05t/ha).
- **Tratamiento 4:** mezcla de semillas regenerativas (13 especies, el 97% en peso corresponde a herbáceas y el 3% a especies autóctonas; la dosis es de 035 t/ha, Anexo 1).
- **Tratamiento 5:** aplicación de mulching de restos de poda forestal triturada.

2.5. Diseño de las parcelas:

Para el ensayo se delimitaron diferentes polígonos y parcelas:

- Polígono 4: parcelas 767 y 768
- Polígono 4: parcela 710
- Polígono 50: parcela 51

Dentro de cada parcela se delimitaron 12 subparcelas para aplicar por duplicado cada tratamiento. Estos tratamientos están divididos en códigos: T0, T1, T2, T3, T4 y T5; seguidos del número 1 o 2, que indica la repetición del tratamiento.

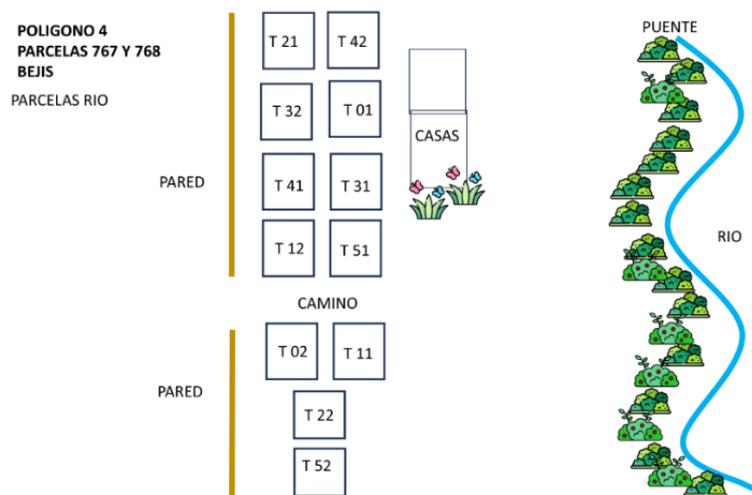


Figura 4: parcelas 767 y 768, Bejis. Pendiente: 8,3-20%. Coordenadas: X: 694.623; Y: 4.421.230.

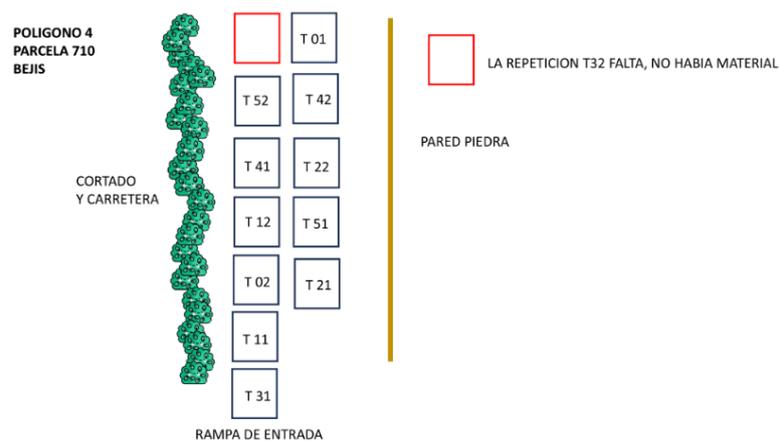


Figura 2: parcela 710, Bejis. Pendiente: 20-21%. Coordenadas: X: 694.774; Y: 4.421.163.

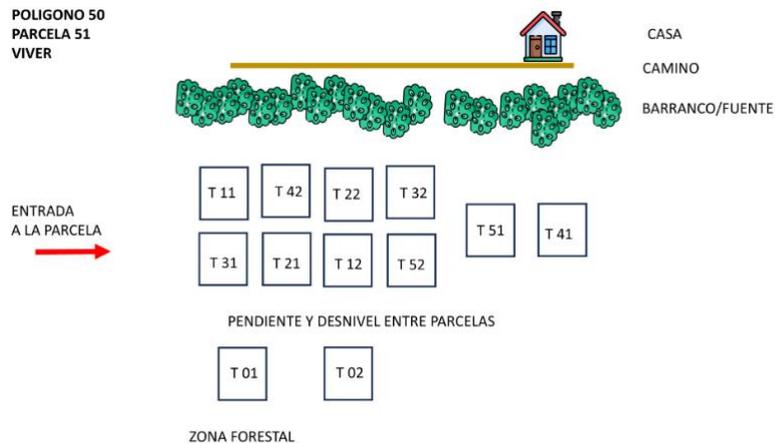


Figura 3: parcela 51, Viver. Pendiente 21-31%. Coordenadas: X: 702.033; Y: 4.421.806.

2.6. Toma de muestras:

Se realizaron tres campañas de muestreo:

1. **Muestreo inicial (M0):** Se realizó un muestreo integral dentro de cada zona de estudio. Este muestreo se realizó antes de aplicar los tratamientos de forma que muestra el estado basal del suelo tras el incendio en cada área de estudio. Tras la toma de muestras se procedió a la aplicación de los tratamientos
2. **Muestreo intermedio (M1):** Transcurrido 6 meses, en diciembre, se realizó el primer muestro (M1) de las parcelas según los tratamientos.
3. **Muestreo final (M2):** El último muestreo se realizó tras un año de la aplicación del tratamiento, siguiendo el mismo procedimiento que en M1.

Las muestras de suelo se tomaron mediante un muestreo sistemático en zigzag, a una profundidad de 0–15 cm. Posteriormente, las muestras se tamizaron a 4 mm y se homogeneizaron y una parte de estas se guardó en fresco para realizar las actividades enzimáticas. El resto se secó al aire y se guardó para su posterior análisis.



Figura 4: Detalle de la preparación de las parcelas de muestreo

2.7. Análisis de laboratorio:

El método del *pH* se basa en la medida de la diferencia de potencial existente entre un electrodo de vidrio y el electrodo de referencia de calomelanos (Hg_2Cl_2 , KCl (xF)/ Hg) sumergidos en la misma disolución. Para realizar el ensayo se mezcla suelo y agua en una relación 1:2,5. La diferencia de potencial que se genera es una función lineal de la actividad de los iones de hidrógeno presentes en la muestra analizada para una temperatura determinada. El *pH* se mide con un pHmetro (APHA, 1998).

La *conductividad eléctrica (CE)* es la aptitud de un extracto acuoso para transmitir la corriente eléctrica. La CE depende de la actividad e iones disueltos en el extracto y de la temperatura a la que se realiza el ensayo. En este caso se prepara una disolución 1:5 de suelo y agua destilada y se agita durante media hora. Posteriormente se centrifuga y se filtra el sobrenadante. La CE se mide en esta última fracción mediante un conductímetro (APHA, 1998).

El *nitrógeno total Kjeldahl (NTK)* (Figura 8) representa la suma del nitrógeno amoniacal y del nitrógeno orgánico sin incluir el nitrógeno de los nitratos y nitritos. Tampoco incluye todo el nitrógeno orgánico puesto que mide solo el nitrógeno trivalente negativo. Este método consiste en la transformación del nitrógeno orgánico en amoniacal mediante una digestión de la muestra en ácido sulfúrico y un catalizador formado por sulfato de cobre, sulfato de potasio y selenio. La disolución resultante, tras añadirle 20ml de agua destilada, se somete a una destilación por arrastre de vapor y se recoge el destilado en un matraz con un

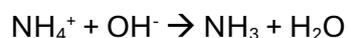
indicador de ácido bórico para su posterior valorización con ácido clorhídrico (0,05N).



Figura 5: Destilador Kjeldahl por arrastre de vapor para determinación de NTK.

La determinación de Amonio y Nitrato se realiza mediante extracción de los iones NO_3^- y NH_4^+ en cloruro potásico (KCl) El ion potasio reemplaza el NH_4^+ que se encuentran adsorbidos en los sitios de intercambio de los coloides del suelo. El NO_3^- se encuentra en solución, aunque la adición de Cl^- también favorece su desorción de los sitios de intercambio cargados positivamente. Para realizar el análisis, se añade a 10g de suelo, 50 ml de KCl, se agita, se centrifuga y se filtra el sobrenadante para su posterior destilación.

El ion amonio se cuantifica a partir de la liberación de amoniaco mediante la destilación por arrastre de vapor (Buchi Labortechnik AG) (Figura 9) de una alícuota de 10ml del extracto preparado anteriormente. A este volumen de muestra, previo a la destilación, se añade MgO con el objetivo de alcalinizar el medio para que el NH_4 pase a NH_3 según la siguiente reacción:



El NH_3 condensa en el refrigerante del destilador y cae al matraz, reaccionando con el indicador de ácido bórico. La disolución resultante se valora con ácido sulfúrico 0,005N.

En la misma alícuota, tras la primera destilación, se añade un agente reductor (aleación de Devarda), para reducir el NO_3^- a NH_4^+ y se vuelve a destilar. El amonio pasa a nitrato y se recoge el destilado en un matraz con indicador de ácido bórico para la posterior valorización.



Figura 6: Destilador BUCHI para determinación de NO_3^- y NH_4^+ .

El *fósforo disponible* en el suelo se determinó mediante el método de Olsen, ampliamente utilizado en suelos con pH neutro o alcalino. Este procedimiento se basa en la extracción del fósforo asimilable utilizando una solución de bicarbonato sódico 0,5 M ajustada a pH 8,5, que disuelve las formas de fósforo más lábiles, generalmente asociadas a carbonatos o débilmente adsorbidas a complejos coloidales. La muestra de suelo se agita con el extractante durante 30 minutos, se filtra, y posteriormente se cuantifica el fósforo extraído mediante un método colorimétrico. En esta etapa, se añade una mezcla de molibdato de amonio y ácido ascórbico, que reaccionan con el fósforo inorgánico presente para formar un

complejo azul intenso (azul de molibdeno), cuya absorbancia se mide por espectrofotometría UV-Vis a 882 nm. La intensidad del color es proporcional a la concentración de fósforo extraído. Este análisis es fundamental para evaluar la fertilidad del suelo, ya que el fósforo es un macronutriente esencial para las plantas, implicado en procesos metabólicos clave como la fotosíntesis, la transferencia de energía (ATP/ADP) y el desarrollo radicular.

El *carbono orgánico oxidable* del suelo se ha determinado mediante la oxidación con dicromato potásico, según el método de Walkley-Black (1934). Se están buscando alternativas viables para esta determinación debido a la alta toxicidad del dicromato potásico. Sin embargo, esta técnica presenta varios aspectos positivos por los que se sigue utilizando: el dicromato oxida de forma selectiva el carbono orgánico, lo que permite medir de forma específica el carbono orgánico oxidable sin tener interferencias con otros compuestos. Además, permite cuantificar cantidades muy bajas de este tipo de carbono lo que supone una gran ventaja para suelos que tengan un bajo contenido de carbono orgánico oxidable.

El porcentaje de *agregados estables* se obtiene tamizando 4 gramos de muestra en un sistema de tamizado en húmedo. Consiste en pequeños tamices que se sumergen primero en agua durante 3 minutos para romper los agregados no estables. En segundo lugar, el mismo tamiz se sumerge en una disolución de hexametáfosfato de sodio, un agente disgregante, para romper los agregados estables. Los vasos de agua y hexametáfosfato de sodio se introducen en una estufa a 105° para evaporar los líquidos y finalmente se pesan los vasos con las diferentes fracciones del suelo.

La *respiración edáfica basal (REB)* consiste en llevar la muestra de suelo, previamente pesado en un vial, a capacidad de campo con agua destilada y se somete a una incubación durante una hora. En este tiempo, los microorganismos del suelo respirarán, liberando CO₂. Tras el tiempo de incubación, el vial con el suelo se introduce en uno más grande con una disolución de KOH al 2%, que reaccionará con el CO₂ liberado por los microorganismos. Posteriormente, mediante un respirómetro (Bac-Trac 4200 Microbiological Analyser, Sylab, Austria) que mide los cambios de impedancia en la disolución de KOH se cuantifica el CO₂.

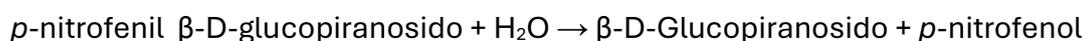
El *carbono de la biomasa (CBM)* se mide mediante el mismo principio que la REB, pero en este caso se usa una disolución de glucosa. La glucosa es un sustrato fácilmente hidrolizable y por tanto los microorganismos pueden usarlo de

inmediato. La glucosa aumenta la actividad respiratoria microbiana, proporcionando una medida indirecta de la biomasa microbiana activa del suelo.

Las actividades enzimáticas se utilizan como indicadores de calidad del suelo. Estos indicadores son una herramienta que nos informa de las propiedades, procesos y características del suelo (Astier-Calderón et al., 2002).

Las enzimas del suelo provienen de varias fuentes: de los microorganismos presentes en el suelo y de los invertebrados. Las enzimas pueden liberarse por estos seres vivos, hongos o mediante la lisis celular tras su fallecimiento (Nannipieri, 2018). Las enzimas catalizan las reacciones químicas vinculadas con el ciclo de nutrientes. Así, la actividad de las enzimas nos muestra la capacidad del suelo para realizar estas reacciones bioquímicas.

La enzima β -glucosidasa interviene en el ciclo del carbono actuando en la hidrólisis de los enlaces β -glucosídicos de las grandes cadenas de carbohidratos. Juega un papel fundamental en la obtención de energía para los microorganismos del suelo (Eivazi y Zakariah, 1993). El método usado para la determinación de la actividad de la β -glucosidasa es el descrito por Tabatabai (1982). El principio en el que se basa esta técnica es la determinación colorimétrica del *p*-nitrofenol obtenida tras la acción de la β -glucosidasa al incubar la muestra con el sustrato β -D-glucopiranosido a pH 6. Se incuba la muestra a 37°C durante una hora, se centrifuga los tubos con las muestras y se extrae el sobrenadante que contiene el producto que se va a medir. A este extracto se le añade una disolución de CaCl₂ y el tampón THAM, a pH 12. La lectura en el espectrofotómetro se realiza a 400 nm. La reacción que se produce en este ensayo es la siguiente:

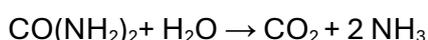


La enzima *fosfatasa* cataliza la transformación del fósforo orgánico a inorgánico, de forma que esté en una forma asimilable para las plantas. La actividad de la enzima fosfatasa se ha medido siguiendo el método de Tabatabai y Bremer (1969) mediante la adición de un sustrato artificial a nuestra muestra, en este caso el *p*-nitrofenil fosfato; se determina el *p*-nitrofenol fosfato liberado tras la incubación de las muestras durante una hora a 37°C usando un espectrofotómetro, midiendo a 400 nm. El *p*-nitrofenol formado, en medio básico,

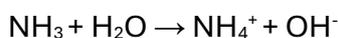
adquiere una coloración amarillenta. La reacción que se produce en el ensayo es la siguiente:



Por último, se ha determinado la actividad de la *enzima ureasa*. Ésta interviene en el ciclo del nitrógeno, catalizando la hidrólisis de la urea:



Para medir la actividad de esta enzima se ha usado el método de Tabatabai y Bremer (1972), modificado por Nannipieri et al. (1980). El análisis se basa en la determinación del amonio liberado tras incubar con urea la muestra a 37°C durante 90 minutos. El NH_4^+ se determina por espectrofotometría a una longitud de onda de 660 nm.



2.8. Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se utilizó el programa R (R Core Team, 2023). En primer lugar, se generaron histogramas con el objetivo de examinar la distribución de los datos. Cuando la forma del histograma indicaba claramente que la variable no seguía una distribución normal, se aplicó directamente la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Por el contrario, si la distribución aparente sugería normalidad, se procedió a realizar un análisis de varianza (ANOVA), seguido de la prueba de Shapiro-Wilk para verificar si los residuos cumplían con el supuesto de normalidad. En los casos en que el resultado del test de Shapiro-Wilk fue significativo ($p < 0,05$), lo que indicaba desviación de la normalidad, el ANOVA fue descartado y se optó por el test de Kruskal-Wallis.

Tanto el ANOVA como el Kruskal-Wallis sirven para ver si hay diferencias significativas entre tratamientos, pero no dicen exactamente entre cuáles. Para ello se realizaron pruebas de comparaciones múltiples (post-hoc): se utilizó el test de Tukey cuando los datos seguían una distribución normal, y el test de Dunn con corrección de Bonferroni cuando no era así. Adicionalmente, para contrastar y complementar los resultados obtenidos también se empleó el programa InfoStat.

3. Resultados y discusión

3.1. pH

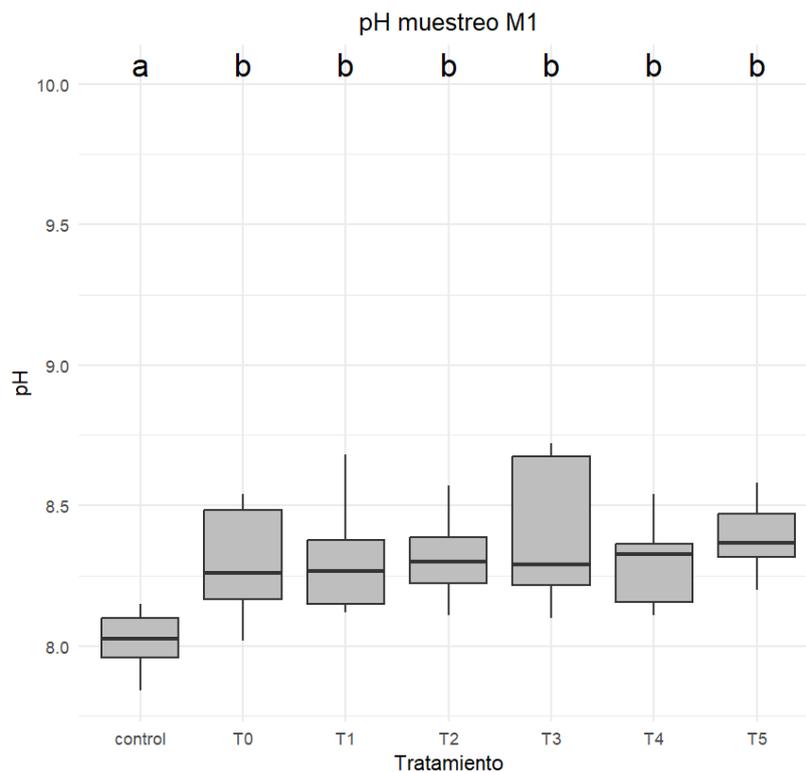


Figura 10: resultados del pH de M1. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $X^2=30,702$; $p\text{-valor}<0,05$; $g.l.=6$.

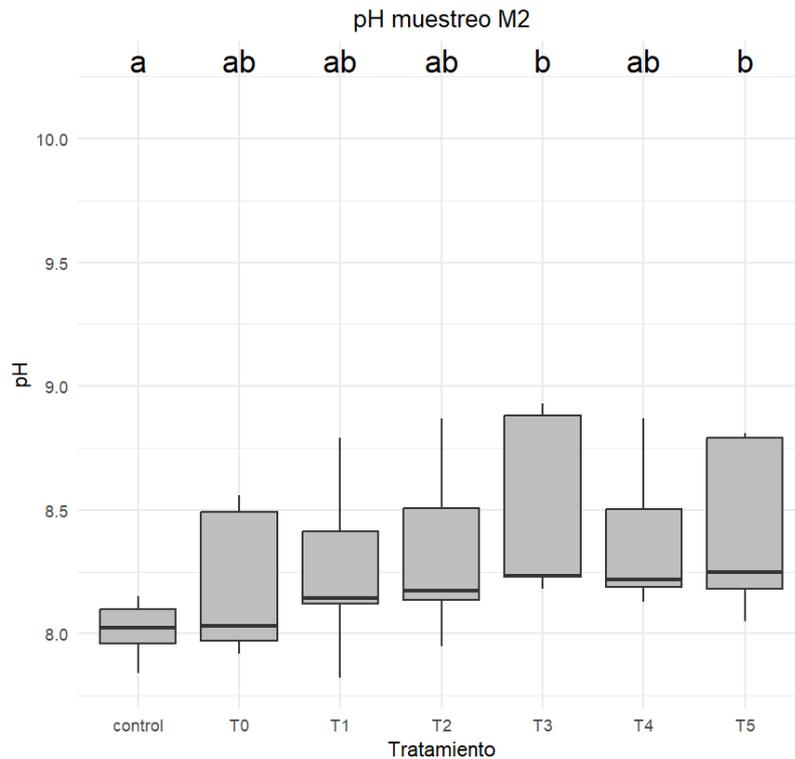


Figura 11: resultados del pH de M2. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $\chi^2=29,207$; $p\text{-valor}<0,05$; $g.l.=6$.

El primer muestreo, que se realizó a los seis meses de la aplicación de los tratamientos, muestra diferencias significativas en todos los tratamientos frente al control, pero no entre los tratamientos. El resultado indica que, independientemente del tratamiento aplicado, todos modificaron el pH volviendo el suelo algo más alcalino que en el muestro 0. Esta diferencia se debe probablemente al aporte de materia orgánica y compuesto alcalinizantes que puedan estar presentes en los materiales usados (García-Orenes et al., 2010).

Sin embargo, en el muestreo realizado 12 meses tras la aplicación, solo se muestran diferencias significativas frente a los controles en los tratamientos 3 (abono verde), T4 (semillas autóctonas) y T5 (mulching de restos de poda), todos ellos superiores al control. En cambio, los tratamientos T1 y T2, ambos de compost, no mostraron diferencias significativas frente al control ni contra el resto de los tratamientos. Estos resultados pueden atribuirse a la progresiva mineralización de los compuestos orgánicos, liberando CO_2 y ácidos orgánicos que disminuyen el pH del suelo (Bernal et al., 2009).

3.2. Conductividad eléctrica (CE)

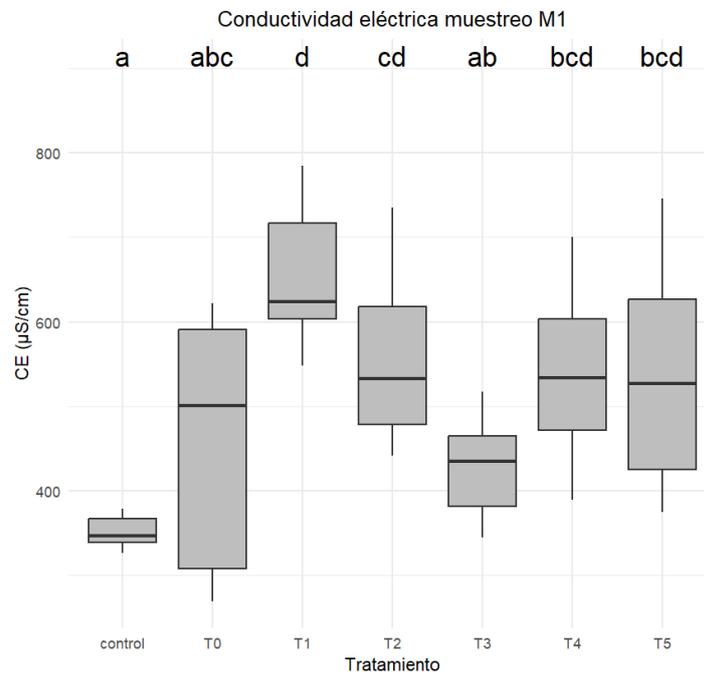


Figura 12: resultados de la conductividad eléctrica en M1. Los resultados del ANOVA son: $F=12,68$; $p\text{-valor}<0,05$, $g.l.=6$.

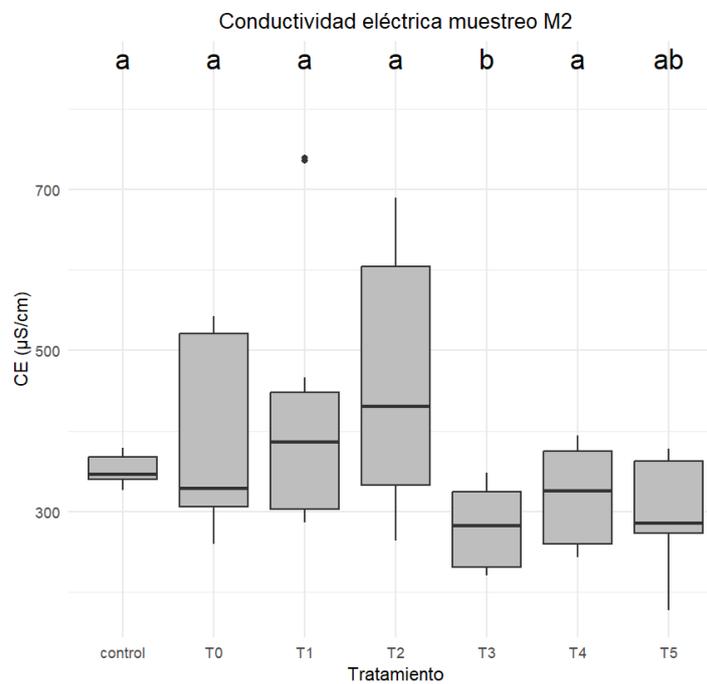


Figura 13: resultados de la conductividad eléctrica en M2. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $X^2=21,92$; $p\text{-valor}<0,05$; $g.l.=6$.

La conductividad eléctrica del suelo reflejó cambios importantes tras el incendio y la aplicación de los tratamientos. En el muestreo realizado a los 6 meses, se observaron diferencias significativas entre tratamientos. T1 (Compost de alperujo), T2 (compost FORS), T4 (semillas regenerativas) y T5 (mulch) presentaron valores significativamente mayores respecto al control mientras que T0 y T3 no mostraron estas diferencias, presentando conductividades menores a las del resto de tratamientos. Los resultados obtenidos se pueden atribuir a la liberación de sales solubles presentes en los materiales de partida, tras la mineralización de la materia orgánica durante el proceso de compostaje (Bernal et al., 2009). El aumento de la conductividad tras la aplicación de compost es un fenómeno altamente reportado en suelos agrícolas (Gondek et al., 2020).

En el último muestreo, no se observan diferencias significativas con el control. Sin embargo, los tratamientos con algún tipo de cubierta vegetal o mulching presentan conductividades menores a las del compost, siendo el T3 el que presenta diferencias significativas frente a T1 y T2, al igual que T2 con T5. Este descenso de la conductividad puede atribuirse al episodio de lluvias que se produjo entre el muestreo de los 6 meses y el de los 12. Se registraron alrededor de 50 litros/m² en dos semanas (Red SIAR), y por tanto puede haber provocado lavado de sales de la capa más superficial del suelo. Las cubiertas vegetales y el mulching aumentan la infiltración de agua, al frenar la lluvia y mover el agua por translocación de forma menos agresiva que en un suelo descubierto. A mayor infiltración de agua en el terreno, mayor es el lavado de sales (Monteleone & Libutti, 2012).

3.3. Carbono orgánico oxidable (COox)

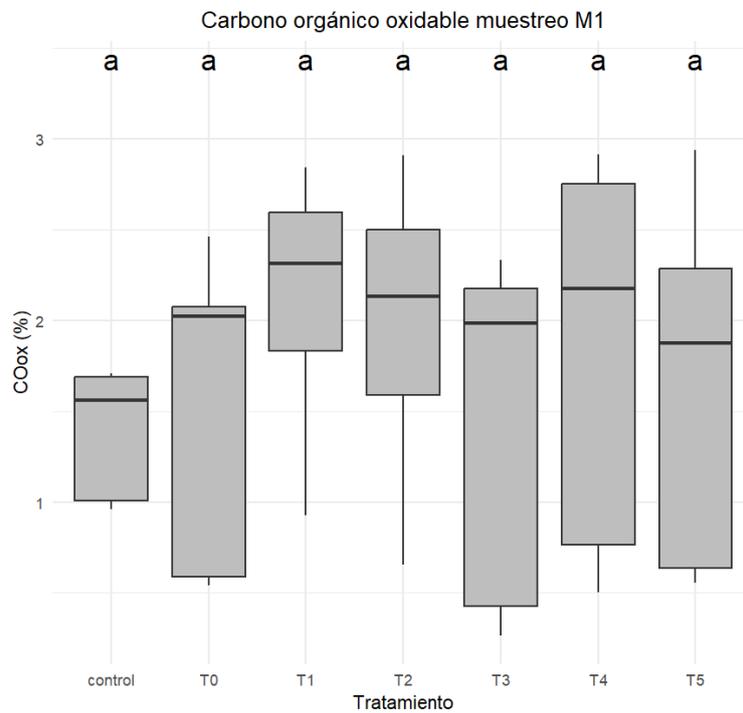


Figura 14: resultados de carbono orgánico oxidable en M1. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $X^2=11,37$; $p\text{-valor}>0,05$; $g.l.=6$; $n.s.$

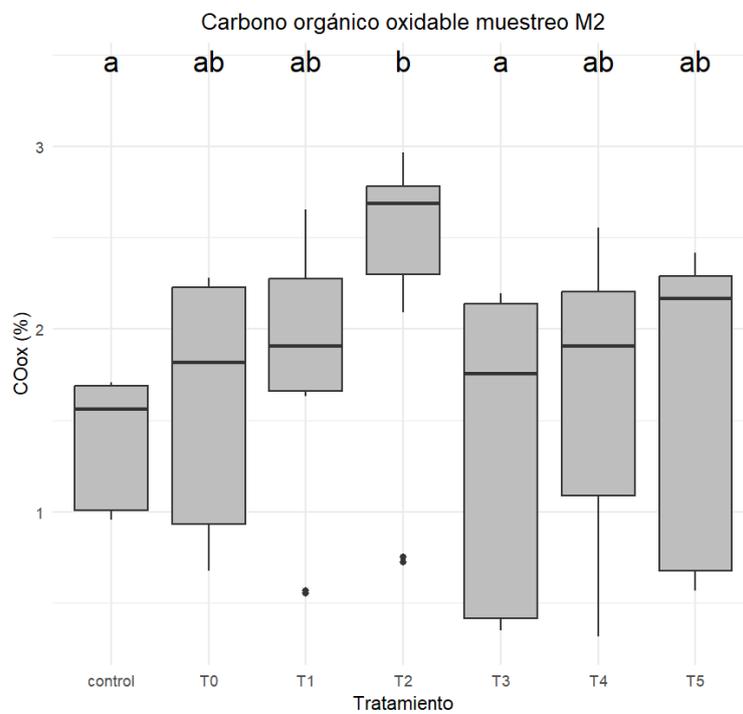


Figura 15: resultados de carbono orgánico oxidable en M2. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $X^2=18,665$; $p\text{-valor}<0,05$; $g.l.=6$.

Los resultados del contenido de carbono orgánico oxidable (CO_{ox}) muestran cómo el tiempo y el tipo de tratamiento influyen significativamente en la evolución de este parámetro en el suelo. En el primer muestreo, realizado a los seis meses, no se detectaron diferencias estadísticas significativas entre tratamientos ($p > 0,05$), lo que sugiere que la transformación de la materia orgánica añadida aún no había progresado lo suficiente como para tener un efecto de forma medible el contenido de carbono orgánico oxidable. Esta observación en el estado inicial puede deberse al tiempo limitado para la mineralización y estabilización de los compuestos orgánicos, especialmente en condiciones donde predomina la materia orgánica fresca o poco humificada. De hecho, diversos estudios destacan que la estabilización del carbono orgánico en el suelo es un proceso gradual, influenciado por la calidad del residuo y la actividad microbiana (Cotrufo et al., 2013).

Doce meses después de la aplicación, los resultados sí que muestran diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$), destacando especialmente el aumento de CO_{ox} en el tratamiento con compost de FORS. Este comportamiento puede explicarse por la naturaleza del compost, que presenta una mayor proporción de carbono en formas humificadas y recalcitrantes, las cuales favorecen su persistencia en el suelo y su contribución al carbono estable (Bernal et al., 2009). Los composts bien estabilizados no solo mejoran la fracción activa de carbono, sino que también potencian el desarrollo de agregados estables, lo cual protege físicamente la materia orgánica frente a la mineralización (Lehmann & Kleber, 2015). Además, la dinámica del carbono orgánico oxidable observada refleja diferencias en la estabilidad de los residuos aplicados. Las enmiendas con alta proporción de carbono de cadenas más largas, como los composts maduros, promueven una acumulación gradual de carbono más estable a lo largo del tiempo (Fontaine et al., 2007)

3.4. Nitrógeno total

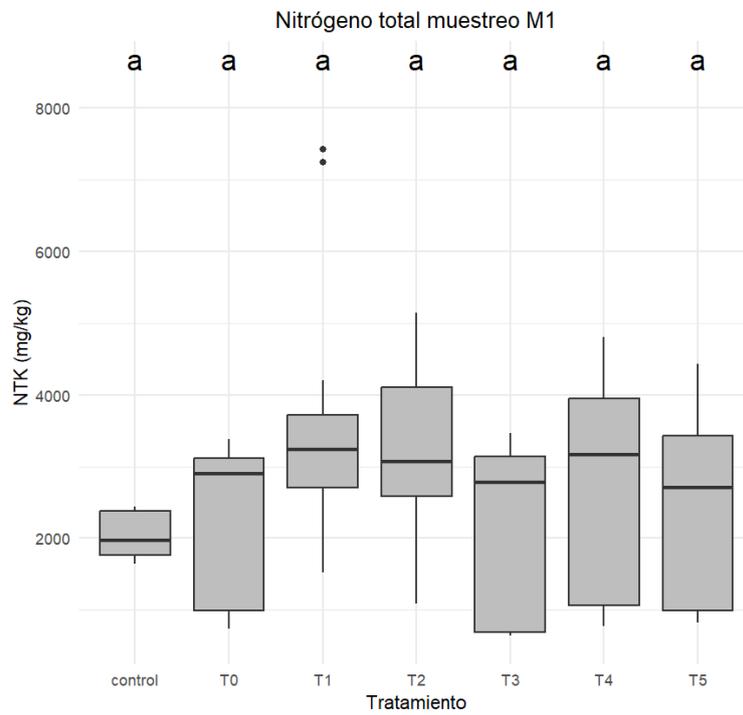


Figura 16: resultados del nitrógeno total en M1. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $X^2=12,17$; $p\text{-valor}>0,05$; $g.l.=6$; n.s.

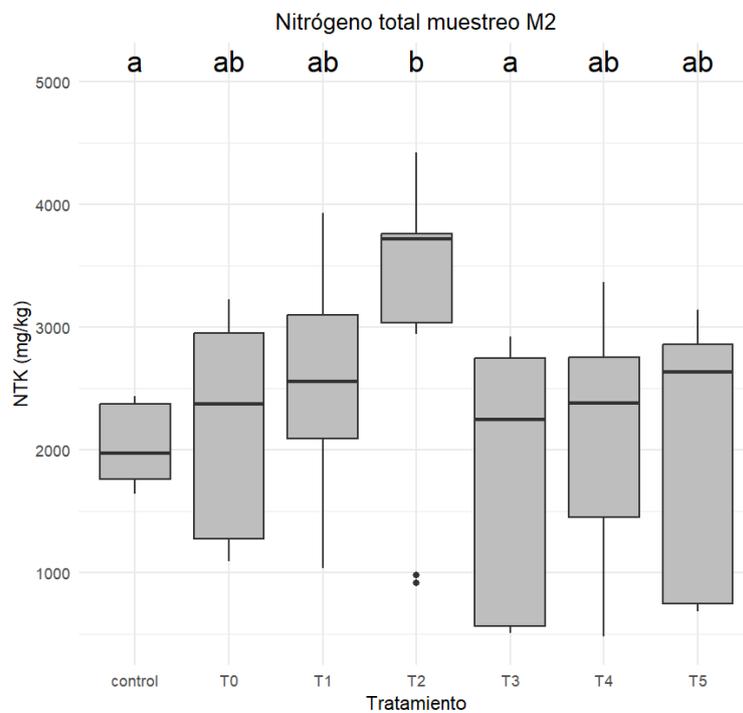


Figura 17: resultados del nitrógeno total en M2. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $X^2=16,834$; $p\text{-valor}<0,05$; $g.l.=6$.

Transcurridos 6 meses de la aplicación, no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ni frente al control, lo que sugiere que el nitrógeno aportado en el compost estaba en formas complejas, y por tanto no disponibles. Esta falta de mineralización puede deberse también a las condiciones ambientales, que influye en la velocidad de mineralización del nitrógeno (Geisseler & Horwath, 2009).

Tras los 12 meses, sí que se observan diferencias significativas entre tratamientos, siendo el compost de FORS el que mayor cantidad de nitrógeno total presenta. Al haber transcurrido más tiempo y al aumento de la temperatura y de la lluvia por la estación en la que se hizo el muestreo (primavera/verano), la materia orgánica ha podido descomponerse de forma progresiva, liberando nitrógeno que se incorpora al suelo. Estudios han demostrado que la aplicación progresiva de materia orgánica aumenta el contenido de nitrógeno total del suelo, mejorando la fertilidad de este (Sullivan et al., 2020).

Por otro lado, la calidad y la estabilidad del compost de FORS podría favorecer la liberación progresiva de nitrógeno, reduciendo las pérdidas por lixiviación y volatilización. Una mayor cantidad de compuestos orgánicos recalcitrantes favorecen la retención de nitrógeno en el suelo, incrementando su disponibilidad para las plantas a lo largo del tiempo (García-Gil et al., 2000).

Además, las diferencias observadas entre tratamientos podrían estar relacionada con la actividad microbiana del suelo. El aporte de materia orgánicas estimula la actividad de los microorganismos, acelerando la mineralización del nitrógeno y su transformación a formas más disponibles para las plantas. El proceso es esencial para la incorporación de nitrógeno al suelo para la posterior utilización en cultivos (Bernal et al., 2009)

3.5. Nitratos

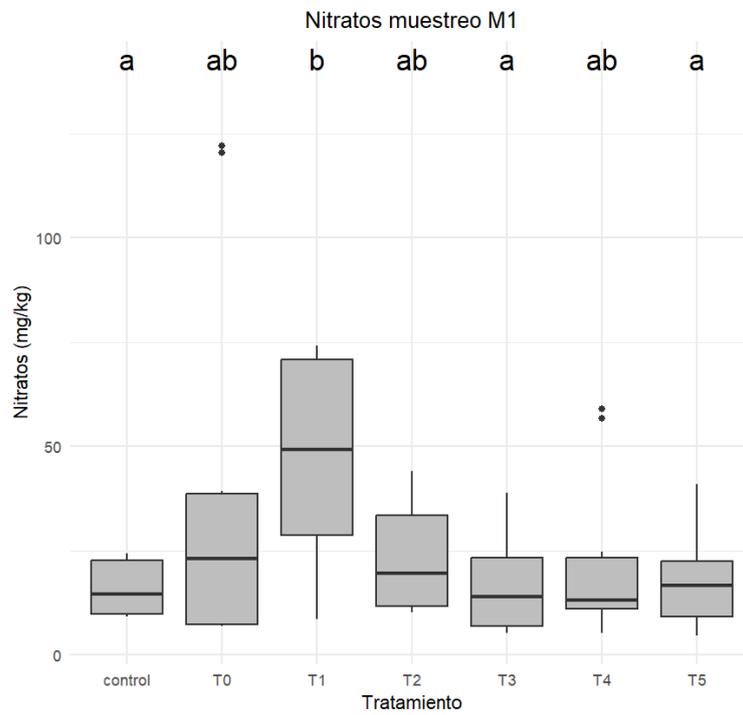


Figura 18: resultados de nitratos de M1. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $X^2=13,189$; $p\text{-valor}<0,05$; $g.l.=6$.

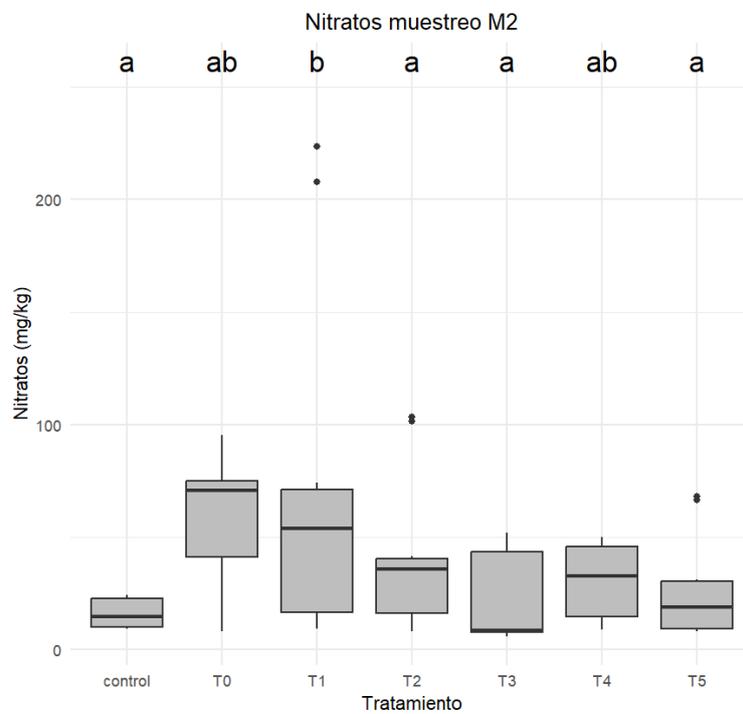


Figura 19: resultados de nitratos de M2. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $X^2=21,527$; $p\text{-valor}<0,05$; $g.l.=6$.

El primer muestreo tras la aplicación, se observaron diferencias significativas entre tratamientos, siendo el de compost de alperujo el tratamiento que mayor nivel de nitrato presenta. Otros tratamientos también presentaron diferencias frente al control, probablemente debido a la mineralización rápida del nitrógeno orgánico, especialmente en compost. Estos resultados pueden deberse a que las enmiendas orgánicas menos estabilizadas generan picos tempranos de nitrificación (Rochette et al., 2000), lo que sugiere que el compost de alperujo está parcialmente estabilizado

Tras el segundo muestreo, se encontraron diferencias significativas ($P < 0,05$), siendo T0 y T1 quien presenta mayor nivel de nitrato, que podría asociarse a una menor absorción por parte de la vegetación o a una nitrificación prolongada. La acumulación de nitrato en el suelo, especialmente en ausencia de absorción por parte de las plantas o por baja precipitación puede reflejar el nitrógeno está siendo mineralizado, pero no es absorbido por la vegetación, aumentando así el riesgo de lixiviación (Di & Cameron, 2002).

3.6. Amonio

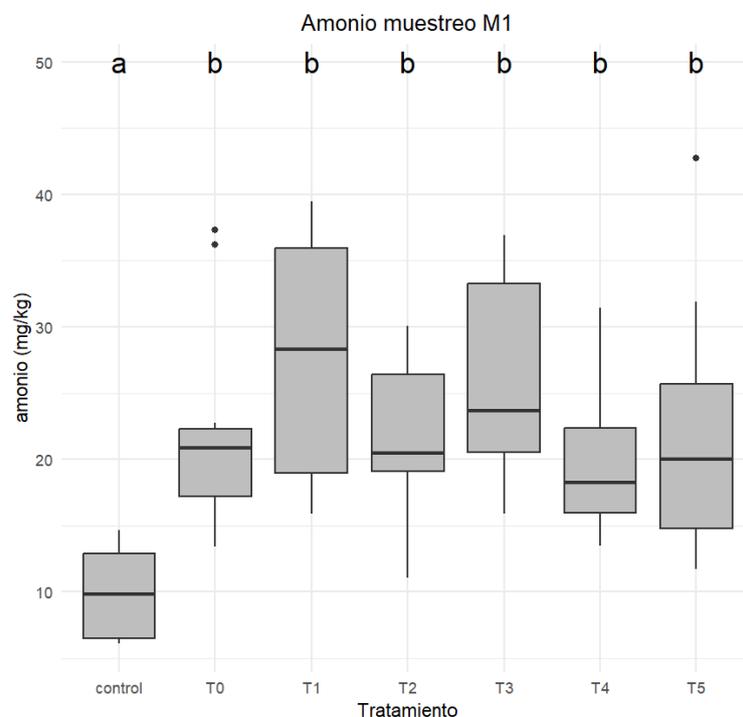


Figura 20: resultados de amonio de M1. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $\chi^2=32,928$; $p\text{-valor} < 0,05$; $g.l.=6$.

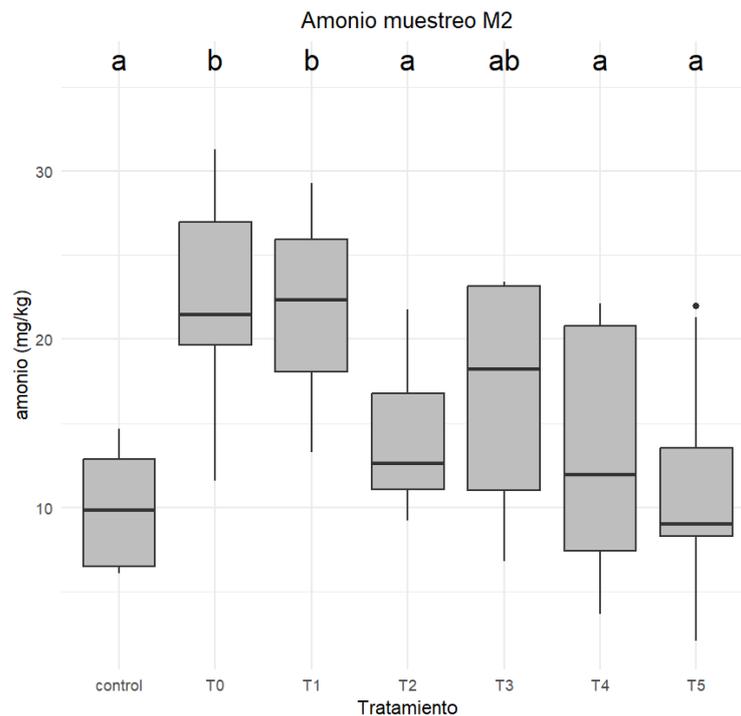


Figura 21: resultados de amonio en M2. Los resultados del ANOVA son: $F=8,781$; $p\text{-valor}<0,05$, $g.l.=6$.

Respecto al contenido de amonio, el muestreo de los 6 meses muestra diferencias significativas entre tratamientos ($P<0,05$), siendo el control el que menor contenido de amonio tiene. En todos los casos se diferenciaron del control, lo que sugiere a la una intensa actividad de amonificación de la materia orgánica. En el caso del control, que no lleva tratamiento, la materia orgánica probablemente haya sido aportada por el incendio (Granged et al., 2011). La alta actividad de los microorganismos y la cantidad de materia orgánica del suelo favorecen el aumento de nitrógeno amoniacal tras la aplicación de residuos orgánicos (Burger & Jackson, 2020).

En el segundo muestreo, también se detectaron diferencias significativas ($P<0,05$) en los niveles de amonio entre tratamientos, destacando que el tratamiento sin enmienda (T0) y el tratamiento con compost de alperujo (T1) presentaron los valores más altos de NH_4^+ . No obstante, estos tratamientos no difirieron estadísticamente del tratamiento con abono verde (T3), lo cual puede considerarse coherente con el comportamiento típico de las leguminosas. Aunque

las leguminosas fijan nitrógeno atmosférico, este es incorporado directamente en su biomasa en forma de amonio, y no es liberado al suelo de forma inmediata. Por tanto, su impacto sobre el contenido de NH_4^+ del suelo suele observarse tras su incorporación y mineralización, no durante el cultivo activo (Rochester et al., 2000). La acumulación de amonio en el tratamiento sin enmienda podría deberse a condiciones que limitaron la nitrificación, como una baja actividad microbiana nitrificante, lo que favorece la retención temporal de amonio en el sistema (Kowalchuk et al., 1997). En el caso del compost de alperujo, la lenta mineralización de su fracción nitrogenada podría haber proporcionado una fuente sostenida de amonio. Los resultados sugieren que el contenido de amonio en el suelo depende no solo del tipo y calidad de la enmienda aplicada, sino también del estado del cultivo, la actividad microbiana y la eficiencia de los procesos de transformación del nitrógeno en el suelo.

3.7. Fósforo asimilable

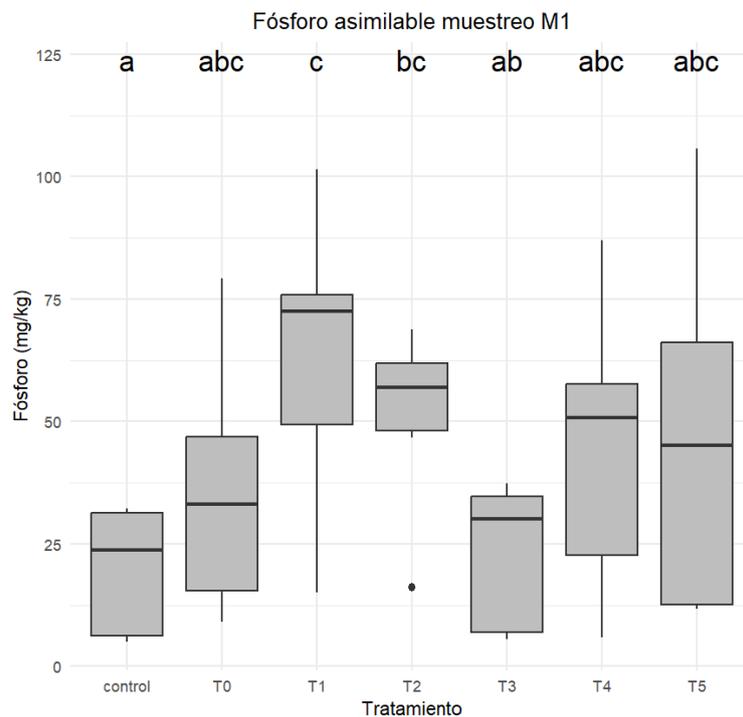


Figura 22: resultados de fósforo asimilable de M1. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $X^2=26,086$; $p\text{-valor}<0,05$; $g.l.=6$.

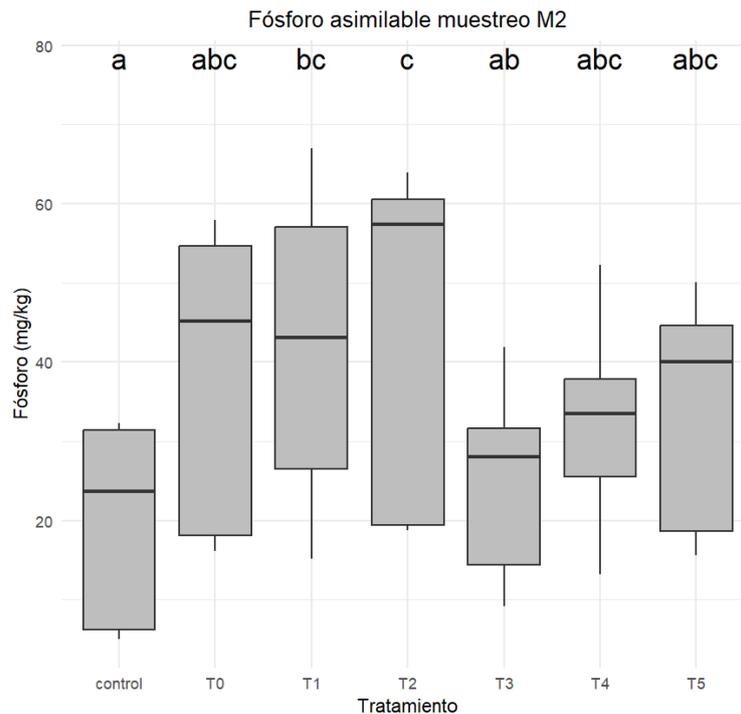


Figura 23: resultados de fósforo asimilable de M2. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $X^2=20,319$; p-valor<0,05; g.l.=6.

En el primer muestro, se observaron diferencias significativas entre tratamientos, siendo T1 y T2 los que mayores valores presentan en global. Así mismo, T5 también presenta valores altos que no difieren significativamente de T1 y T2. El efecto del compost puede deberse a los niveles intrínsecos de fósforo, así como su capacidad de mejorar la retención y disponibilidad de nutrientes en el suelo y aumentar la actividad microbiana (García-Gil et al., 2000.). Por otro lado, el mulching, aunque no constituye una fuente de fósforo, puede mejorar la actividad biológica del suelo, reducir las pérdidas por erosión y lixiviación, lo que favorece la retención y ciclado interno del fósforo (Ngosong et al., 2019).

En el segundo muestro, realizado 12 meses después, se mantuvieron diferencias significativas ($p < 0,05$), siendo los tratamientos T1, T2 y T5 los que presentaron niveles superiores al control. Sin embargo, las diferencias estadísticas entre tratamientos fueron menos marcadas, observándose solo una diferencia estadísticamente significativa con el tratamiento T3 (abono verde), que presentó valores inferiores. Estos resultados indican una posible estabilización del fósforo disponible, ya sea por su absorción por parte de las plantas o por procesos de fijación en el suelo. Los niveles inferiores de fósforo en el tratamiento con abono

verde podrían deberse al alto requerimiento de fósforo por parte de las leguminosas durante la fijación simbiótica de nitrógeno, lo que puede reducir su disponibilidad en el suelo (Alvey et al., 2003). Los resultados indican que tanto el compost como el mulching pueden ser estrategias eficaces para incrementar y mantener niveles de fósforo asimilable, aunque su efecto tiende a moderarse con el tiempo en función del tipo de manejo y la dinámica del suelo.

3.8. Agregados estables

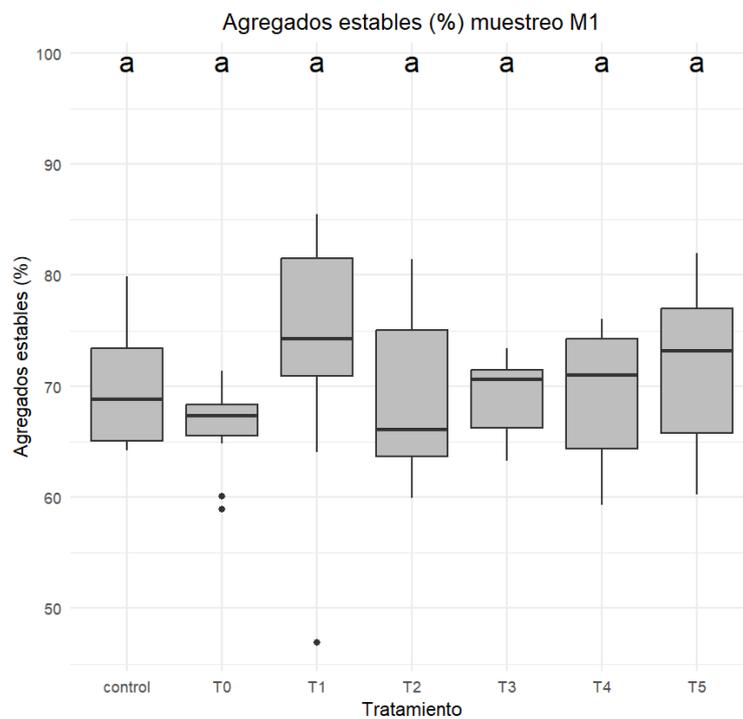


Figura 24: resultados de agregados estables de M1. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $\chi^2=9,9267$; $p\text{-valor}>0,05$; $g.l.=6$; $n.s.$

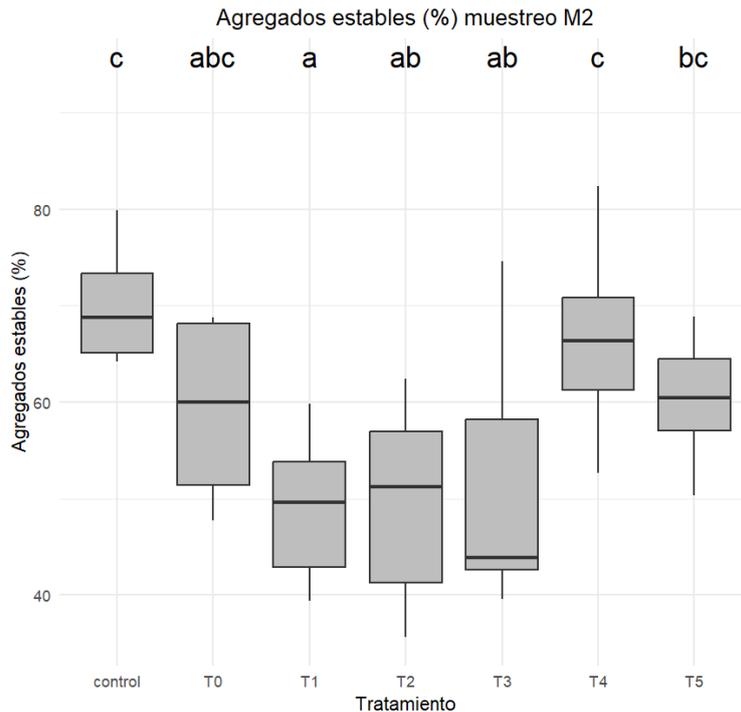


Figura 25: resultados de agregados estables de M2. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $X^2=38,415$; $p\text{-valor}\lll 0,05$; $g.l.=6$.

En el muestreo que se realizó a los 6 meses de la aplicación de los tratamientos, no se observaron diferencias significativas ($P>0,05$). El tiempo transcurrido probablemente no haya sido lo suficiente como para notarse diferencias en la agregación tanto en tratamientos con enmiendas como en las cubiertas vegetales. La formación de los agregados estables se ve afectada por la actividad microbiana, la presencia de raíces y exudados, así como la acumulación de compuestos orgánicos cementantes (Tisdall & Oades, 1982), y por tanto es un proceso que depende del tiempo y de la climatología.

En el muestreo de los 12 meses sí que se observaron diferencias significativas ($P<0,05$), siendo los tratamientos con cubierta vegetal los que mayor estabilidad de agregados presenta. Hay que tener en cuenta que entre los 6 y 12 meses hubo episodios de lluvias torrenciales. Los suelos descubiertos están expuestos a las inclemencias del tiempo, por tanto, en episodios de fuertes lluvias, la erosión hídrica es mayor que en el caso de parcelas sin cubiertas vegetales, favoreciendo la pérdida de agregados estables y de suelo.

En este contexto, las parcelas con cubiertas vegetales y mulching parecen haber jugado un papel importante como protección del suelo frente al impacto del

agua, amortiguando el impacto de la lluvia. Por otro lado, la presencia de raíces y el aporte de materia orgánica favorecen la actividad microbiana y la producción de agentes cementantes (Martínez et al., 2008). Sin embargo, las parcelas de compost sin cubierta vegetal son más vulnerables al efecto del agua, favoreciendo la pérdida de la estructura del suelo. Es esencial tener en cuenta estos eventos climáticos, más en la cuenca mediterránea que cuenta con episodios de lluvias torrenciales con frecuencias para plantear estrategias post incendio.

3.9. Actividad de la enzima fosfatasa

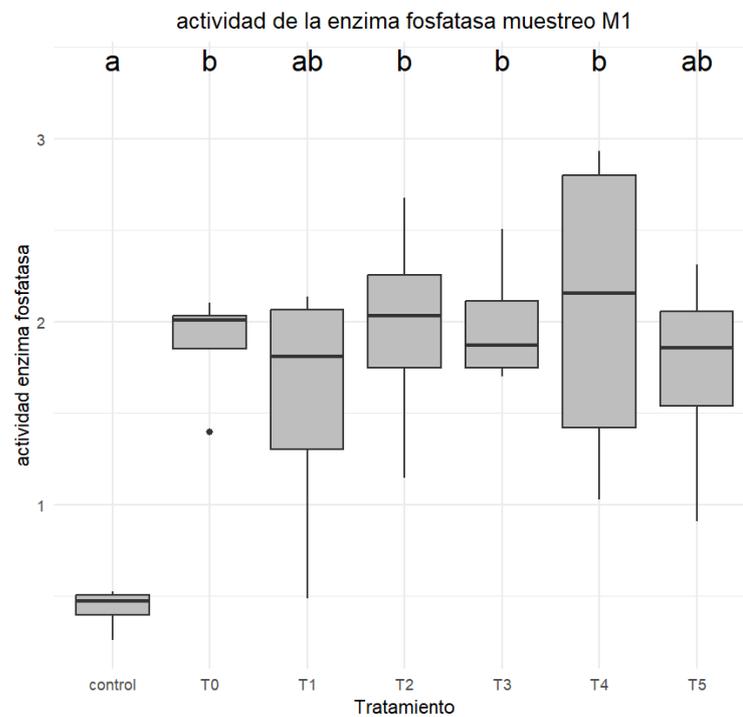


Figura 26: actividad de la enzima fosfatasa en M1. El eje de ordenadas representa los $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol } g^{-1} h^{-1}$). Los resultados del ANOVA son: $F=3,716$; $p\text{-valor}<0,05$, $g.l.=6$.

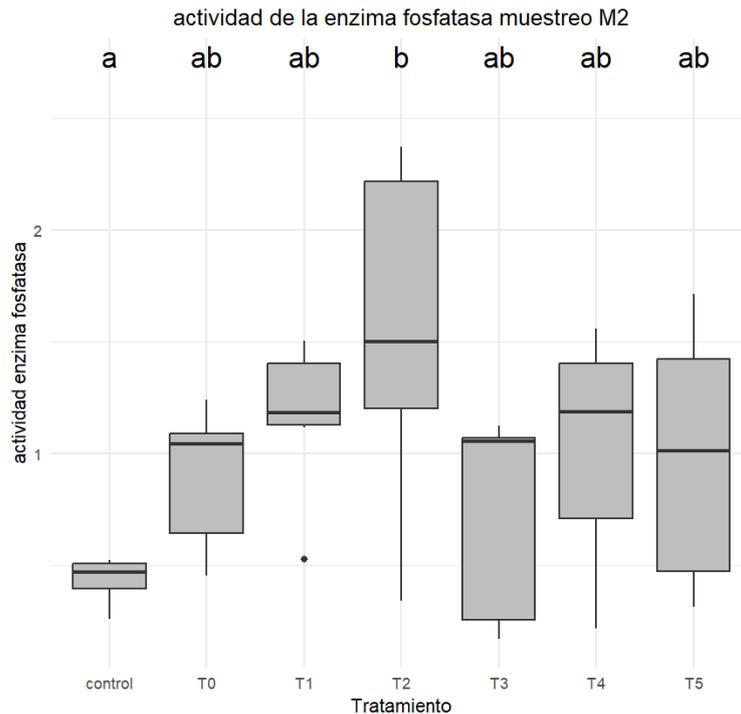


Figura 27: actividad de la enzima fosfatasa en M2. El eje de ordenadas representa los $\mu\text{moles de p-nitrofenol g}^{-1} \text{h}^{-1}$. Los resultados del ANOVA son: $F=2,342$; $p\text{-valor}<0,05$, $g.l.=6$.

Los resultados obtenidos para la actividad de la enzima fosfatasa presenta diferencias significativas entre tratamientos en ambos muestreos ($P<0,05$). Además, la tendencia obtenida a lo largo del ensayo es que la actividad tiende a disminuir con el tiempo.

El tratamiento con compost de FORS (T2) presenta niveles más elevados que parecen mantenerse durante todo el estudio. Este resultado sugiere que el compost de FORS podría favorecer la actividad de la enzima fosfatasa del suelo, posiblemente debido a un mayor aporte de materia orgánica fácilmente mineralizable y compuestos orgánicos que estimulan la actividad microbiana (Piotrowska-Długosz, & Wilczewski, 2014). Los niveles más altos en T2 a lo largo del tiempo indica una posible influencia positiva de este tratamiento sobre la mineralización del fósforo orgánico.

3.10. Actividad de la enzima β -glucosidasa

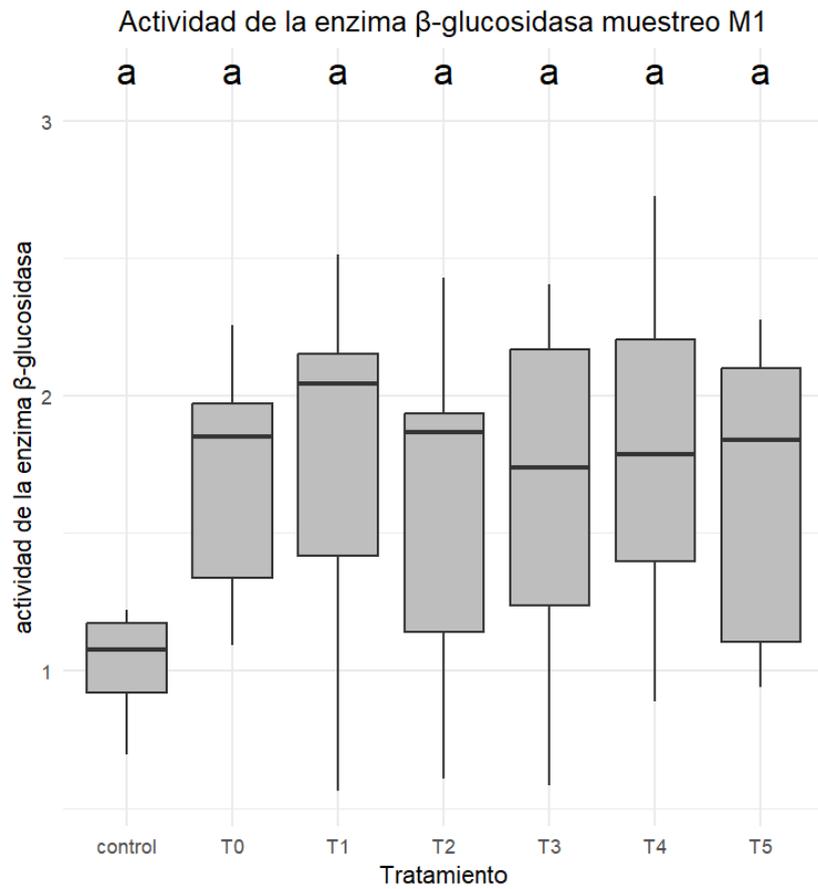


Figura 28: actividad de la enzima β -glucosidasa en M1. El eje de ordenadas representa los μ moles de *p*-nitrofenol $g^{-1} h^{-1}$. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $\chi^2=4,8554$; p -valor $>0,05$; g.l.=6; n.s.

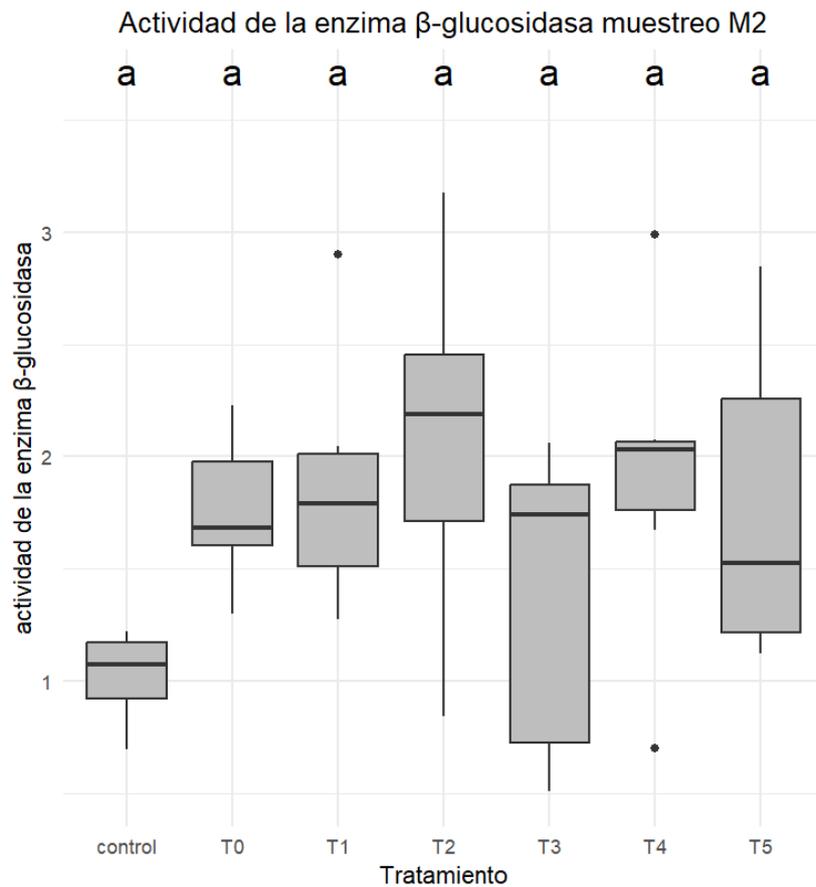


Figura 29: actividad de la enzima β -glucosidasa en M2. El eje de ordenadas representa los μ moles de *p*-nitrofenol $g^{-1} h^{-1}$. Los resultados del ANOVA son: $F=1,535$; p -valor $>0,05$, $g.l.=6$; *n.s.*

La enzima β -glucosidasa es clave para el ciclo del carbono en el suelo. Se encarga de la descomposición de la celulosa, generando glucosa que puede ser usada por los microorganismos del suelo (Bandick & Dick, 19).

En el primer muestreo, no se observaron diferencias estadísticamente significativas en la actividad de la enzima, resultado que se mantuvo en el segundo muestreo (M2), Aunque todos los tratamientos mostraron valores medios de actividad β -glucosidasa superiores al control (T0). La ausencia de respuesta puede ser causa de diferentes factores. La actividad de la enzima β -glucosidasa es extracelular por lo que puede mantenerse activa incluso si sufre perturbaciones como en el caso de incendios forestales (Pérez-De-Mora et al., 2006). Además, la respuesta de la enzima a los aportes de materia orgánica puede no ser inmediata ya que depende de la calidad del sustrato, el estado en el que se encuentren el microbiota del suelo en el momento de la aplicación y el proceso de mineralización (Acosta-Martínez & Tabatabai, 2000).

Esta enzima suele responder con mayor actividad cuando las formas de carbono presentes están en formas más fácilmente degradables (Sinsabaugh et al., 2008). En vista de los resultados obtenidos, puede ser que el tiempo transcurrido no haya sido suficiente como para ver el aumento de la actividad de esta enzima o que las condiciones climáticas, especialmente la temperatura y la humedad, no hayan sido óptimas para este proceso. En zonas mediterráneas se ha visto que, bajo condiciones climáticas adecuadas, con cubierta vegetal y aportes de materia orgánica hay un fuerte aumento de la actividad de la enzima en cuestión (García-Díaz et al, 2014)

3.11. Actividad de la enzima ureasa

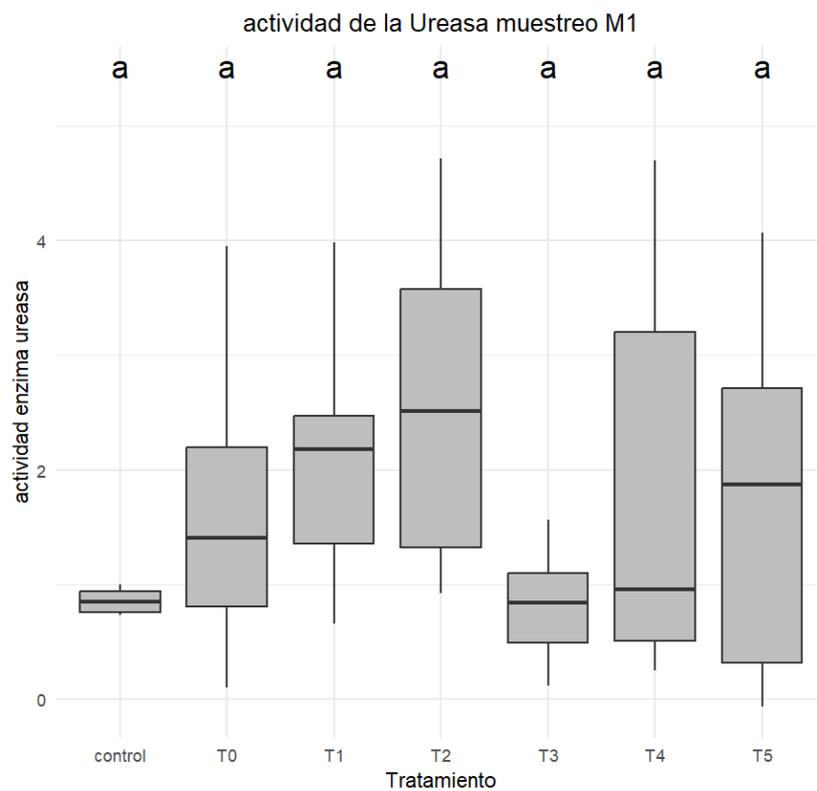


Figura 30: actividad de la enzima ureasa en M1. El eje de ordenadas representa los $\mu\text{moles de N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $X^2=10,218$; $p\text{-valor}>0,05$; $g.l.=6$; $n.s.$

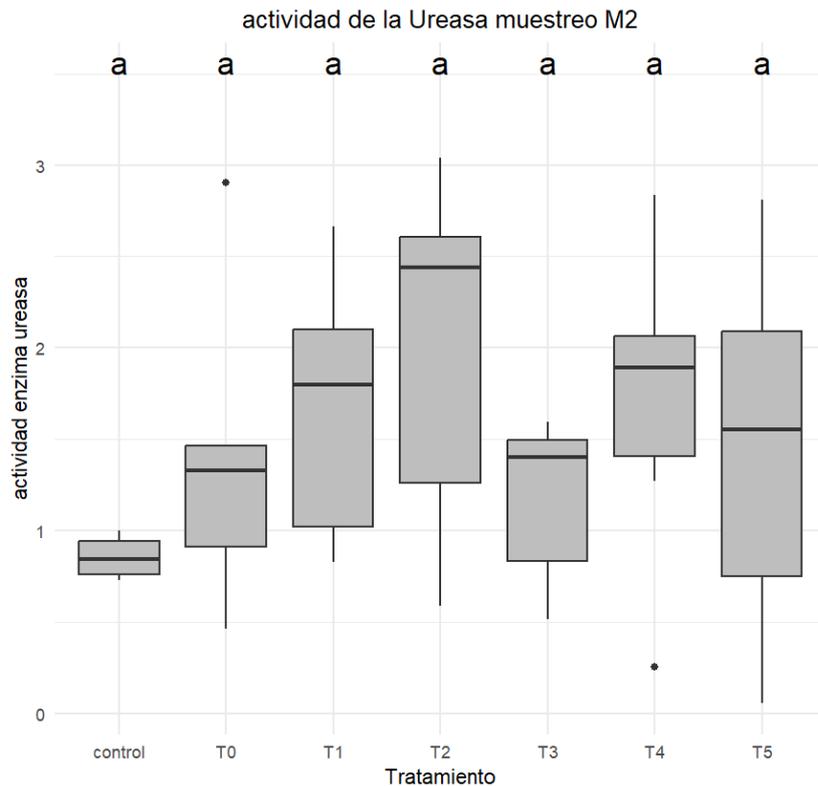


Figura 31: actividad de la enzima ureasa en M2. El eje de ordenadas representa los $\mu\text{moles de N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Los resultados del ANOVA son: $F=1,065$; $p\text{-valor}>0,05$, $g.l.=6$; $n.s.$

La enzima ureasa se encarga de catalizar la hidrólisis de la urea a amonio, promoviendo la disponibilidad de nutrientes para las plantas y microorganismos. La actividad se ve influenciada por la cantidad de materia orgánica presente en el suelo, del sustrato disponible y del pH del medio (Tabatabai, 1994).

El análisis estadístico no muestra diferencias significativas entre tratamientos, ni para el muestreo M1 ni para el último. La falta de diferencias puede deberse a diferentes factores como un periodo corto desde la aplicación hasta el muestreo o la falta de sustrato. Estudios muestran como sí que existe un aumento de la actividad de la enzima ureasa en manejos de suelo a largo plazo y con aportes continuos de compost o abonos verdes (Wang & Xiong, 2022). Por tanto, la falta de diferencias en el estudio puede estar relacionada con el tiempo en el que se ha llevado a cabo el estudio.

3.12. Respiración edáfica basal

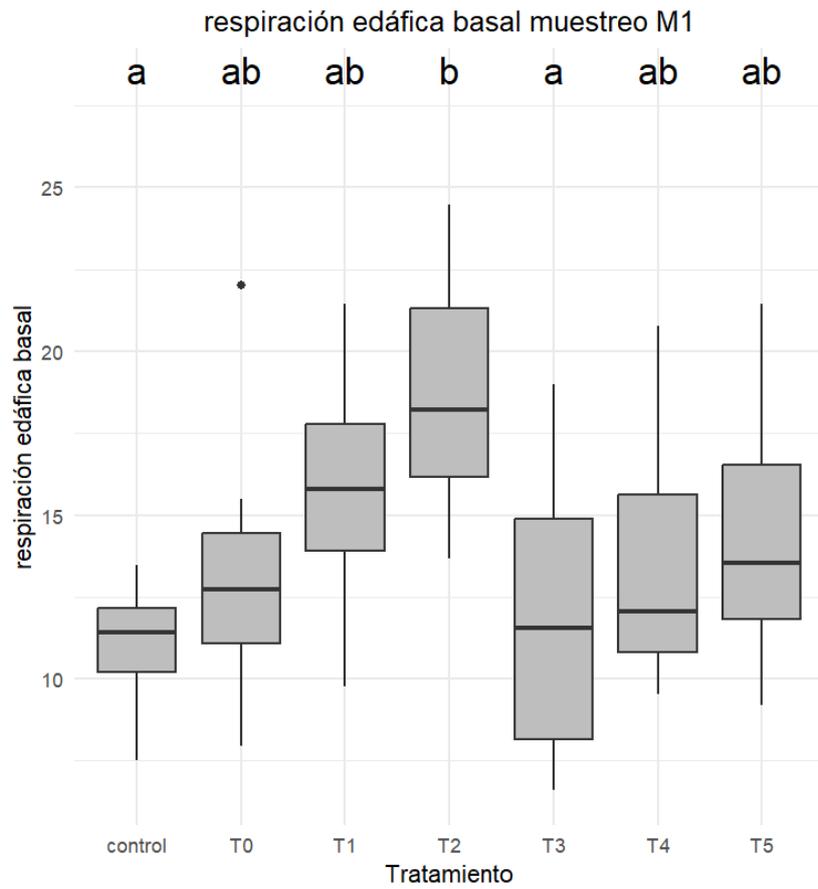


Figura 32: respiración edáfica basal en M1. El eje de ordenadas representa los $\text{mg}_{\text{C-CO}_2} \text{kg}^{-1} \text{h}^{-1}$. Los resultados del ANOVA son: $F=2,684$; $p\text{-valor}<0,05$, $g.l.=6$.

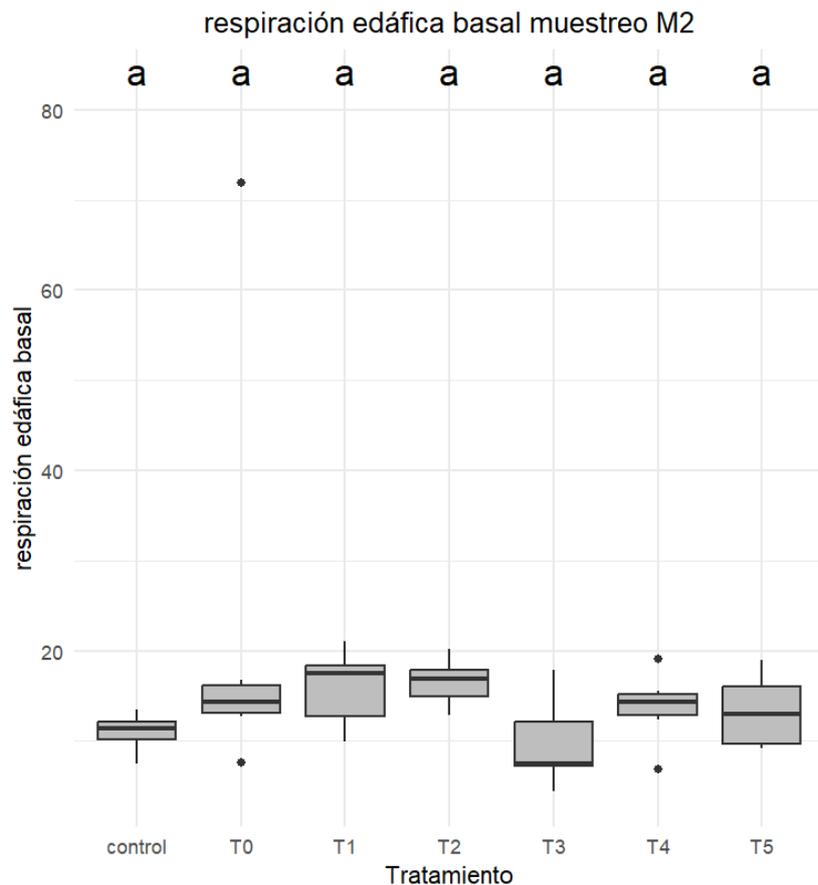


Figura 33: respiración edáfica basal en M2. El eje de ordenadas representa los $\text{mg}_{\text{C-CO}_2} \text{kg}^{-1} \text{h}^{-1}$. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $X^2=9,8671$; $p\text{-valor}>0,05$; $g.l.=6$; $n.s.$

La respiración edáfica basal refleja la actividad metabólica de la comunidad microbiana presente en el suelo. Es un indicador del estado funcional del suelo y su respuesta a la incorporación de materia orgánica (Anderson & Domsch, 1993).

En el muestreo de los 6 meses, el análisis estadístico refleja diferencias significativas entre tratamientos ($P<0,05$), siendo la más elevada en T2 (tratamiento con compost de FORS). Estos resultados sugieren que el tratamiento induce la actividad microbiana del suelo por el aporte de materia orgánica al mismo, que incorporan compuestos de carbono fácilmente asimilable por los microorganismos del suelo (Bowles et al., 2014).

Sin embargo, las muestras recogidas a los 12 meses no muestran diferencias significativas entre tratamientos. En cuanto a los tratamientos con compost, gráficamente se observa una ligera disminución de la respiración edáfica mientras que el resto parece mantenerse en niveles similares a los del muestreo

M1. Estos resultados pueden ser causa del lavado de nutrientes y pérdida de suelo y de materia orgánica tras las lluvias ocurridas entre muestreos, disminuyendo la disponibilidad de sustrato para el mantenimiento de la actividad microbiana. (Zhou et al., 2018).

3.13. Carbono de la biomasa microbiana

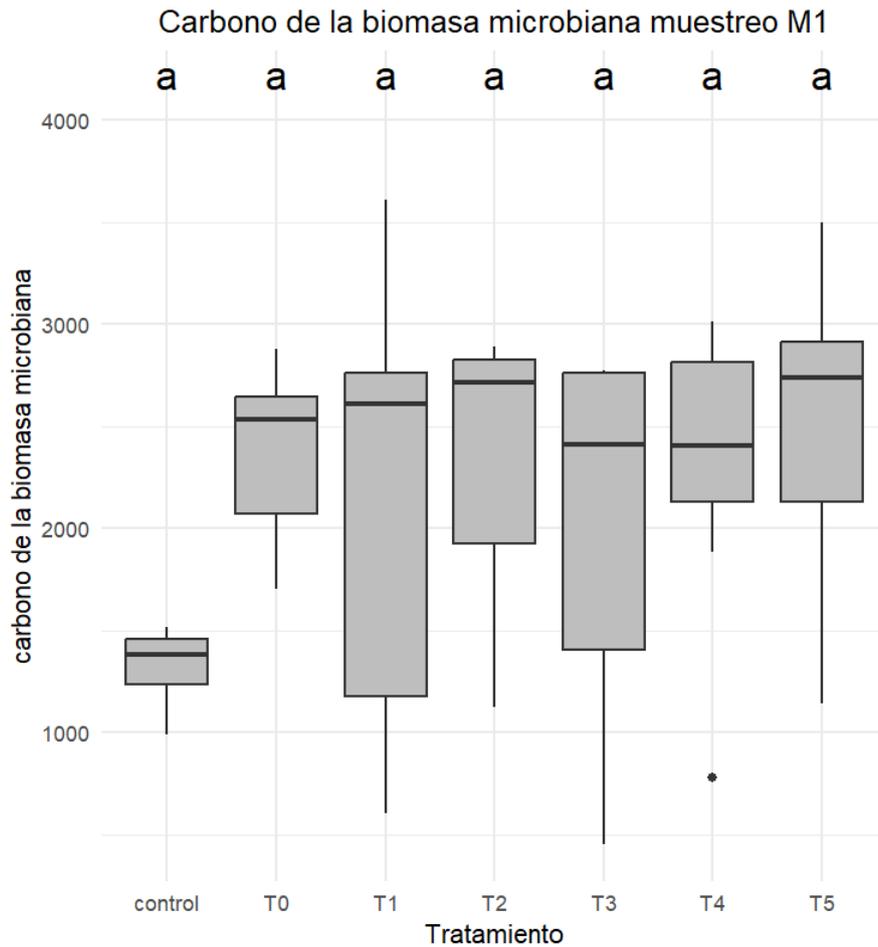


Figura 34: carbono de la biomasa microbiana en M1. El eje de ordenadas representa los $\text{mg}_{\text{C-biomasa}} \text{kg}^{-1}$. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $X^2=6,8718$; $p\text{-valor}>0,05$; $g.l.=6$; $n.s.$

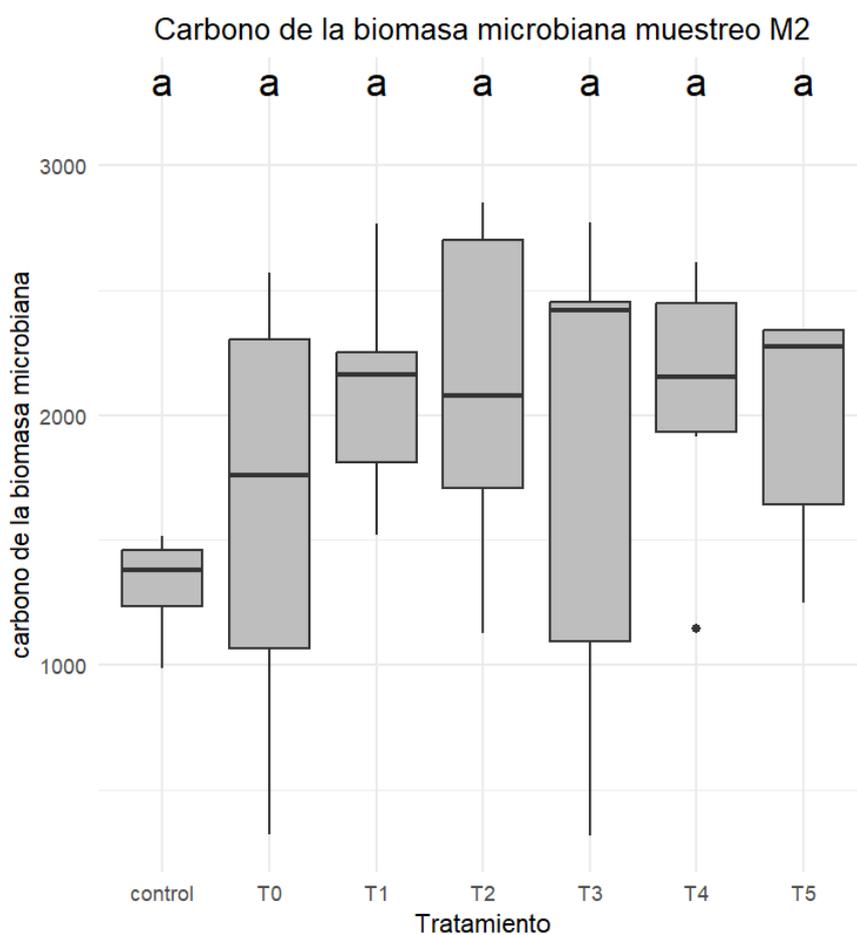


Figura 35: carbono de la biomasa microbiana en M2. El eje de ordenadas representa los $mg_{C-biomasa} kg^{-1}$. Los resultados del ANOVA son: $F=0,926$; $p\text{-valor}>0,05$, $g.l.=6$; $n.s.$

El carbono de la biomasa microbiana (CBM) representa la parte de carbono que corresponde a la fracción viva: microorganismos, hongos, bacterias. Es un indicador del estado biológico del suelo.

En el estudio, en ninguno de los muestreos se detectaron diferencias significativas entre tratamientos. Los valores de CBM son más altos en los tratamientos que al inicio del Ensayo (control), pero la variabilidad en los datos obtenidos, especialmente en T0 y T3, enmascaran las posibles diferencias estadísticas. Estos resultados pueden deberse a varios factores como la severidad del incendio, la humedad del suelo y la calidad del material orgánico aportado (Pérez-Valera et al., 2020). Los tratamientos de compost y cubiertas vegetales necesitan tiempo para detectar cambios en la biomasa microbiana, especialmente

si las condiciones no han sido optimas en cuanto a humedad y temperatura (Brennan & Acosta-Martínez, 2019).

Por otro lado, es posible que la actividad microbiana se esté recuperando de forma natural tras el incendio, y que los tratamientos no hayan tenido un efecto diferencial en el desarrollo, al menos en la etapa inicial post incendio. Hay estudios que señalan que el CBM puede ser menos sensible que otros indicadores (como la REB o las actividades enzimáticas) en las primeras etapas de la sucesión microbiana postincendio y otras perturbaciones (Joergensen & Emmerling, 2006).

El ensayo sugiere que la comunidad microbiana presenta una resiliencia parcial a la perturbación, pero también que sería interesante hacer un estudio del desarrollo de esta comunidad durante más tiempo para observar si hay diferencias entre tratamientos.

3.14. Cociente metabólico

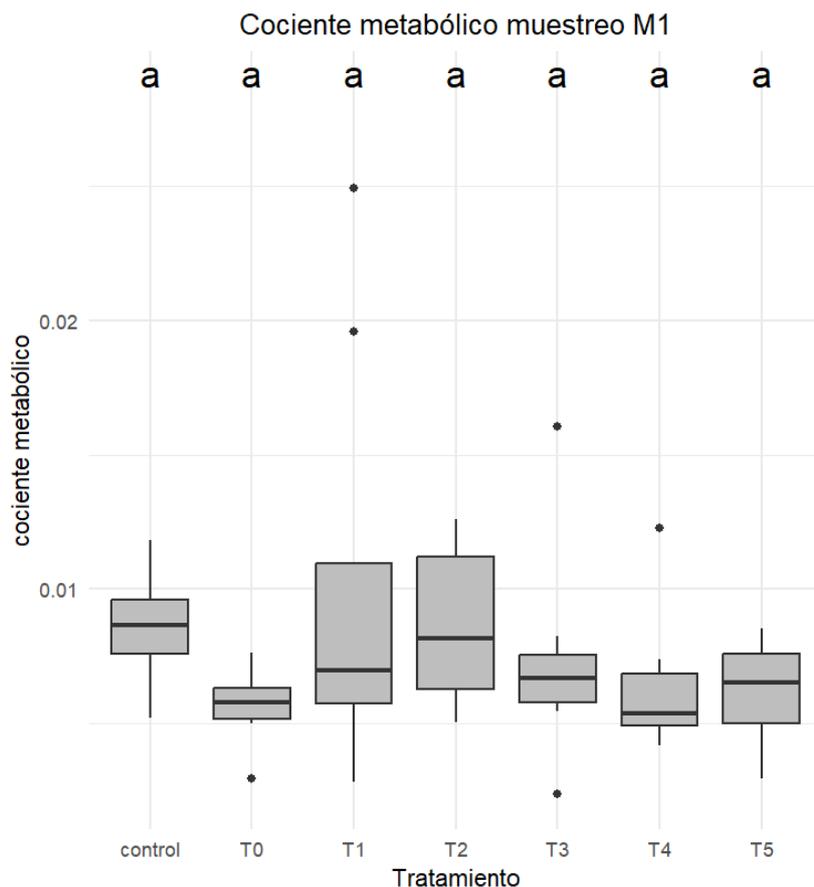


Figura 36: cociente metabólico en M. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $\chi^2=7,9396$; $p\text{-valor}>0,05$; g.l.=6; n.s.

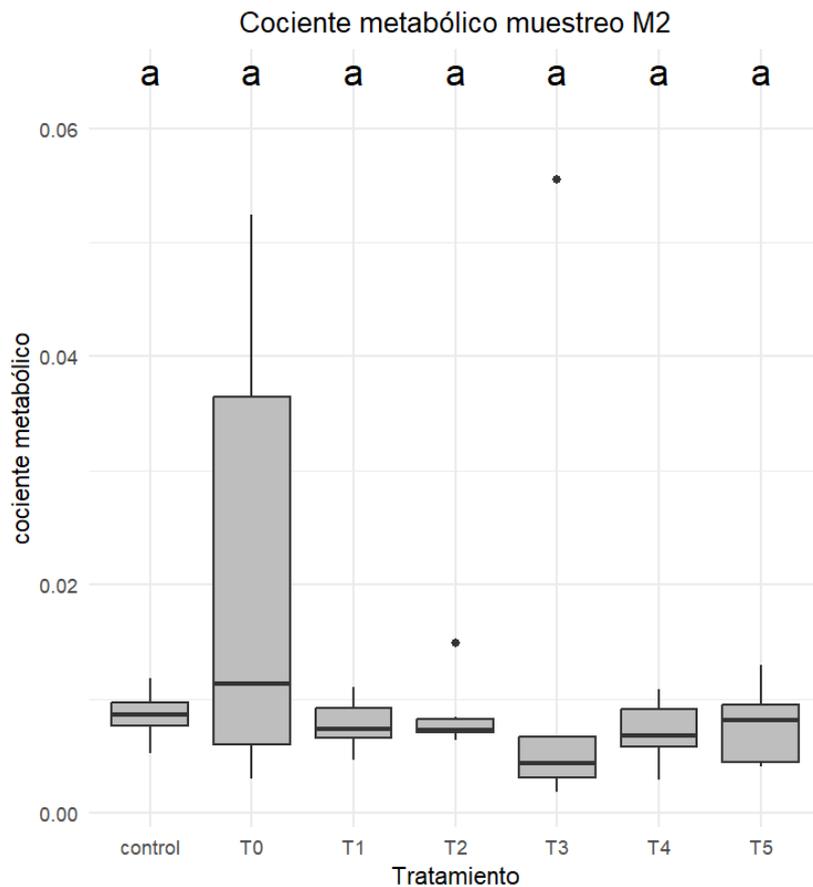


Figura 37: cociente metabólico en M2. Los resultados del test de Kruskal-Wallis son: $\chi^2=3,2182$; $p\text{-valor}>0,05$; $g.l.=6$; $n.s.$

El cociente metabólico se define como la cantidad de CO₂ liberado por unidad de microorganismo. Es un indicador del estado fisiológico de la comunidad microbiana e indica la eficiencia de los mismo en el uso de carbono. Por tanto, un mayor cociente metabólico indica que la comunidad está sometida a estrés o perturbaciones. Sin embargo, si el cociente es más bajo, indica que la comunidad está en un entorno más idóneo y son más eficientes en el uso del carbono. Cuando mayor es la eficiencia, mayor es también el secuestro de carbono en el suelo.

En el presente trabajo no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos. La ausencia de estas puede interpretarse como una recuperación parcial tras el incendio de la actividad microbiana, pero, a pesar de las mejoras con ciertos tratamientos, no parece que la eficiencia del metabolismo microbiana se haya modificado de forma clara. Sin embargo, y de forma visual, parece que,

transcurrido 12 meses, en todos los tratamientos los microorganismos están en condiciones mejores que frente a T0. Estudios indican que el qCO_2 tiende a aumentar tras un incendio u otro tipo de perturbación, que refleja que la comunidad microbiana puede estar pasando por una fase de reorganización (Pérez-Valera et al., 2020). La falta de diferencias después de un año de la aplicación de los tratamientos podría indicar que los microorganismos se han adaptado a las nuevas condiciones del terreno indicando que los tratamientos han influido de forma significativa en la eficiencia metabólica.

4. Conclusiones

Los resultados de este estudio evidencian que las estrategias de restauración postincendio generan impactos diferenciados en las propiedades de los suelos agrícolas afectados. Durante los primeros seis meses posteriores a la aplicación, los efectos fueron limitados en la mayoría de los parámetros analizados. Sin embargo, tras un año de intervención se observaron mejoras significativas, especialmente en aquellos suelos tratados con compost y cubiertas vegetales, lo que sugiere que los beneficios de estas técnicas requieren un período mínimo para manifestarse plenamente.

Entre los tratamientos evaluados, el compost de FORS demostró ser particularmente eficaz en el incremento del carbono orgánico oxidable y del nitrógeno total, lo que sugiere su utilidad para la mejora de la fertilidad del suelo a medio plazo. Por su parte, las cubiertas vegetales y el mulching favorecieron la estabilidad estructural del suelo y la reducción de la salinidad, además de contribuir a la retención de nutrientes tras episodios de lluvias intensas.

A pesar de que no todas las variables biológicas mostraron diferencias significativas, se identificaron tendencias positivas en la actividad enzimática y en la respiración edáfica, especialmente con el compost de residuos sólidos urbanos (FORS). Esto sugiere que, aunque los efectos sobre la comunidad microbiana del suelo requieren más tiempo para consolidarse, la aplicación de materia orgánica puede ser una opción eficaz para la recuperación del suelo.

En conclusión, los tratamientos evaluados demostraron capacidad para mejorar funcionalmente los suelos afectados, aunque su efectividad está condicionada por factores como el tiempo de aplicación, las condiciones climáticas locales y el tipo de enmienda utilizada. Los resultados respaldan el uso combinado de compost orgánico y cubiertas vegetales como estrategia integral de restauración. Sin embargo, dado que algunos procesos edáficos requieren plazos más extensos para su completa recuperación, se recomienda un seguimiento a largo plazo para consolidar los beneficios observados y optimizar las estrategias de restauración en zonas agrícolas afectadas por incendios.

5. Bibliografía

- Acosta-Martínez, V., & Tabatabai, M. A. (2000). Enzyme activities in a limed agricultural soil. In *Biol Fertil Soils* (Vol. 31). Springer-Verlag.
- Alvey, S., Yang, C. H., Buerkert, A., & Crowley, D. E. (2003). Cereal/legume rotation effects on rhizosphere bacterial community structure in west african soils. *Biology and Fertility of Soils*, 37(2), 73–82. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0573-2>
- Anderson, T.-H., & Domsch, K. H. (1993). The metabolic quotient for CO_2 ($q\text{CO}_2$) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. In *Soil Biol. Biochem* (Vol. 25, Issue 3).
- Astier-Calderón, M., Maass-Moreno, M., & Etchevers-Barra, J. (2002). Derivation of soil quality indicators in the context of sustainable agriculture. 36(5), 605-620.
- Bandick, A. K., & Dick, R. P. (n.d.). Field management effects on soil enzyme activities. www.elsevier.com/locate/soilbio
- Bernal, M. P., Albuquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444–5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Bowles, T. M., Acosta-Martínez, V., Calderón, F., & Jackson, L. E. (2014). Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape. *Soil Biology and Biochemistry*, 68, 252–262. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.004>
- Burger, M., & Jackson, L. E. (n.d.). Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems. www.elsevier.com/locate/soilbio
- Cameron, K. C., Di, H. J., & Moir, J. L. (2013). Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Annals of Applied Biology*, 162(2), 145–173. <https://doi.org/10.1111/aab.12014>
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. In *Oecologia* (Vol. 143, Issue 1, pp. 1–10). <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
- Cotrufo, M. F., Wallenstein, M. D., Boot, C. M., Deneff, K., & Paul, E. (2013). The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant

- litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19(4), 988–995. <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>
- Di, H. J., & Cameron, K. C. (2002). Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. In *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (Vol. 46).
- Duval, M. E., Galantini, J. A., Martínez, J. M., & Limbozzi, F. (2018). Labile soil organic carbon for assessing soil quality: influence of management practices and edaphic conditions. *Catena*, 171, 316–326. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.07.023>
- Eivazi, F., & Zakaria, A. (1993). fl-Glucosidase activity in soils amended with sewage sludge. In *Ecosystems and Environment*, 43.
- Fontaine, S., Barot, S., Barré, P., Bdioui, N., Mary, B., & Rumpel, C. (2007). Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450(7167), 277–280. <https://doi.org/10.1038/nature06275>
- García-Díaz, A., Sastre Rodríguez, B. E., & Bienes Allas, R. (2014). Influencia de las cubiertas vegetales sobre la materia orgánica del suelo en un olivar en clima mediterráneo semiárido. Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA). <https://www.researchgate.net/publication/263429356>
- García-Gil, J. C., Plaza, C., Soler-Rovira, P., & Polo, A. (2000). Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. www.elsevier.com/locate/soilbio
- Gondek, M., Weindorf, D. C., Thiel, C., & Kleinheinz, G. (2020). Soluble Salts in Compost and Their Effects on Soil and Plants: A Review. In *Compost Science and Utilization* (Vol. 28, Issue 2, pp. 59–75). Taylor and Francis Inc. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2020.1772906>
- Granged, A. J. P., Jordán, A., Zavala, L. M., Muñoz-Rojas, M., & Mataix-Solera, J. (2011). Short-term effects of experimental fire for a soil under eucalyptus forest (SE Australia). *Geoderma*, 167–168, 125–134. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.09.011>
- IUSS Working Group WRB, 2015. Base referencial mundial del recurso suelo 2014, Actualización 2015. Sistema internacional de clasificación de suelos para la

nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Informes sobre recursos mundiales de suelos 106. FAO, Roma.

- Joergensen, R. G., & Emmerling, C. (2006). Methods for evaluating human impact on soil microorganisms based on their activity, biomass, and diversity in agricultural soils. In *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* (Vol. 169, Issue 3, pp. 295–309). <https://doi.org/10.1002/jpln.200521941>
- Kowalchuk, G. A., Stephen, J. R., De Boer, W., Prosser, J. I., Embley, T. M., & Woldendorp, J. W. (1997). Analysis of ammonia-oxidizing bacteria of the β subdivision of the class Proteobacteria in coastal sand dunes by denaturing gradient gel electrophoresis and sequencing of PCR-amplified 16S ribosomal DNA fragments. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(4), 1489–1497. <https://doi.org/10.1128/aem.63.4.1489-1497.1997>
- Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. In *Nature* (Vol. 528, Issue 7580, pp. 60–68). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/nature16069>
- Martínez, E., Fuentes, J. P., Silva, P., Valle, S., & Acevedo, E. (2008). Soil physical properties and wheat root growth as affected by no-tillage and conventional tillage systems in a Mediterranean environment of Chile. *Soil and Tillage Research*, 99(2), 232–244. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.02.001>
- Mataix-Solera, J., & Guerrero, C. (2007). Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. En J. Mataix-Solera (Ed.), *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica* (pp. 7–26). Caja Mediterráneo, CEMACAM Font Roja-Alcoi
- McLauchlan, K. K., Higuera, P. E., Miesel, J., Rogers, B. M., Schweitzer, J., Shuman, J. K., Tepley, A. J., Varner, J. M., Veblen, T. T., Adalsteinsson, S. A., Balch, J. K., Baker, P., Batllori, E., Bigio, E., Brando, P., Cattau, M., Chipman, M. L., Coen, J., Crandall, R., ... Watts, A. C. (2020). Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers. In *Journal of Ecology* (Vol. 108, Issue 5, pp. 2047–2069). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403>
- Monteleone, M., & Libutti, A. (2012). Salt leaching due to rain in Mediterranean climate: Is it enough? *Italian Journal of Agronomy*, 7(1), 36–43. <https://doi.org/10.4081/ija.2012.e6>
- Nannipieri, P., Trasar-Cepeda, C., & Dick, R. P. (2018). Soil enzyme activity: a brief history and biochemistry as a basis for appropriate interpretations and meta-analysis. *Biology and Fertility of Soils*, 54(1), 11–19. <https://doi.org/10.1007/s00374-017-1245-6>

- Nannipieri, P., Ceccanti, B., Cervelli, S. and Matarese, E. (1980). Extraction of phosphatase, urease, proteases, organic carbon, and nitrogen from soil. *Soil Science Society of America Journal*, 44, (p. 1011-1016)
- Ngosong, C., Okolle, J. N., & Tening, A. S. (2019). Mulching: A sustainable option to improve soil health. In *Soil Fertility Management for Sustainable Development* (pp. 231–249). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-13-5904-0_11
- Pérez-De-Mora, A., Burgos, P., Madejón, E., Cabrera, F., Jaeckel, P., & Schloter, M. (2006). Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: Effects of plant growth and different amendments. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(2), 327–341. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.05.010>
- Pérez-Valera, E., Verdú, M., Navarro-Cano, J. A., & Goberna, M. (2020). Soil microbiome drives the recovery of ecosystem functions after fire. *Soil Biology and Biochemistry*, 149. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107948>
- Piotrowska-Długosz, & Wilczewski. (2014). Soil Phosphatase Activity and Phosphorus Content as Influenced by Catch Crops Cultivated as Green Manure. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(1), 157–165.
- Rhoades, J. D., Corwin, D. L., & Lesch, S. M. (1998). Geospatial measurements of soil electrical conductivity to assess soil salinity and diffuse salt loading from irrigation. In *Geophysical Monograph Series* (Vol. 108, pp. 197–215). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1029/GM108p0197>
- Rochester, I. J., Peoples, M. B., Hulugalle, N. R., Gault, R. R., & Constable, G. A. (n.d.). Using legumes to enhance nitrogen fertility and improve soil condition in cotton cropping systems.
- RStudio Team (2023). *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, PBC, Boston, MA
URL <http://www.rstudio.com/>
- Sinsabaugh, R. L., Lauber, C. L., Weintraub, M. N., Ahmed, B., Allison, S. D., Crenshaw, C., Contosta, A. R., Cusack, D., Frey, S., Gallo, M. E., Gartner, T. B., Hobbie, S. E., Holland, K., Keeler, B. L., Powers, J. S., Stursova, M., Takacs-Vesbach, C., Waldrop, M. P., Wallenstein, M. D., ... Zeglin, L. H. (2008). Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. In *Ecology Letters* (Vol. 11, Issue 11, pp. 1252–1264). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01245.x>

- Sullivan, D. M., Moore, A. D., Verhoeven, E., & Brewer, L. J. (2020). Baseline Soil Nitrogen Mineralization: Measurement and Interpretation.
- Tabatabai, M., (1982). Amidase and urease activities in plants. *Chemical and Microbiological Properties-Agronomy Monography*. 9, (p 501-538).
- Tabatabai, M., and Bremner, J. (1969). Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil biology and biochemistry*, 1(4), (p 1-307).
- Tisdall, J.M. and Oades, J.M. (1982) Organic Matter and Water-Stable Aggregates in Soil. *Journal of Soil Science*, 33, 141-163. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>
- Wang, L., & Xiong, X. (2022). Long-Term Organic Manure Application Alters Urease Activity and Ureolytic Microflora Structure in Agricultural Soils. *Agronomy*, 12(12). <https://doi.org/10.3390/agronomy12123018>
- Weil, R. R. ., & Brady, N. C. . (2017). *The nature and properties of soils*. Pearson.
- Zhou, Z., Wang, C., & Luo, Y. (2018). Effects of forest degradation on microbial communities and soil carbon cycling: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 27(1), 110–124. <https://doi.org/10.1111/geb.12663>

Anexo 1: Listado de especies del tratamiento 4:

97 % HERBÁCEAS:

- 20 % *Festuca arundinacea*
- 10 % *Agropyrum elongatum*
- 20 % *Lolium rigidum*
- 20 % *Medicago sativa*
- 10 % *Melilotus officinalis*
- 10 % *Onobrychis viciifolia*
- 10 % *Vicia sativa*

3 % AUTOCTONAS:

- 20 % *Thymus vulgaris std.*
- 20 % *Rosmarinus officinalis std*
- 15 % *Coronilla juncea std*
- 15 % *Retama sphaerocarpa*
- 10 % *Anthyllis cytisoides std*
- 20 % *Cistus salvifolius std*