

**ESTUDIO DE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS
DEL SUELO AFECTADO POR EL INCENDIO DEL VERANO DE
2017 EN LA VI REGIÓN DE CHILE (LIBERTADOR BERNARDO O'
HIGGINS) TRAS LA APLICACIÓN DE GUANO DE AVE**



AUTOR: FERRAN CLIMENT ÀNGEL

TUTORAS: VICTORIA ARCENEGUI Y CLAUDIA ROJAS

DEPARTAMENTO DE AGROQUÍMICA Y MEDIOAMBIENTE

GRUPO DE EDAFOLOGÍA AMBIENTAL (GEA)

GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ

CURSO ACADÉMICO 2019-2020

RESUMEN

Históricamente, los incendios forestales en Chile han resultado en una pérdida significativa de la superficie de bosque nativo, ya que cerca del 70% de las hectáreas calcinadas anualmente corresponden a este tipo de vegetación. Esta pérdida compromete directamente la biodiversidad de estos ecosistemas, su funcionamiento y los servicios o beneficios que éstos pueden proveer a la sociedad en su conjunto.

Este trabajo es parte de una investigación más amplia fruto de la colaboración establecida entre el Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3) de la Universidad de O'Higgins en Chile y el Dpto. de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández, con la finalidad de evaluar los efectos que diferentes tratamientos post-incendio tienen sobre las propiedades de suelos quemados. En el presente documento se profundizará en los resultados obtenidos al aplicar guano de ave como enmienda orgánica fresca y su implicación en variables fisicoquímicas y microbiológicas en los suelos afectados por el incendio de 2017.

Palabras clave: Incendio forestal, suelo, degradación, guano de ave, ecosistema mediterráneo, Chile.

SUMMARY

Historically, forest fires in Chile have resulted in a significant loss of native forest area, since about 70% of the hectares burned annually correspond to this type of vegetation. This loss compromises directly the biodiversity of these ecosystems, their functioning and the services or benefits they can provide to society as a whole.

This work is part of a broader research project that is the result of the collaboration established between the Institute of Agri-food, Animal and Environmental Sciences (ICA3) of the University of O'Higgins in Chile, and the Department of Agrochemistry and Environment of the University Miguel Hernández, in order to evaluate the effects that different post-fire treatments have on the properties of burnt soils. This document will deepen in the results obtained when applying poultry manure as a fresh organic amendment and its implication on physicochemical and microbiological variables in the soils affected by the 2017 fire.

Key words: Forest fire, soil, degradation, bird guano, Mediterranean ecosystem, Chile.

ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN	1
1.1.	Problemática de los grandes incendios forestales en el bosque mediterráneo nativo de Chile: Cambio climático e influencia antrópica	1
1.2.	Efectos de los incendios forestales en el suelo.....	4
1.3.	Restauración post-incendio. Uso de enmiendas orgánicas.....	5
2.	ANTECEDENTES.....	6
3.	OBJETIVOS	8
4.	MATERIALES Y MÉTODOS	9
4.1.	Descripción de la zona de estudio	9
4.2.	Diseño experimental	10
4.3.	Preparación de la muestra y análisis	12
4.	Análisis estadístico.....	14
5.	RESULTADOS.....	15
5.1.	Propiedades fisicoquímicas	15
5.1.1.	pH y conductividad eléctrica (CE).....	15
5.1.2.	Materia Orgánica (MO).....	16
5.1.3.	Nitrógeno Kjendhal (N)	17
5.1.4.	Fósforo Asimilable (P).....	17
5.1.5.	Metales biodisponibles: Fe, Zn, Cu y Mn.....	18
5.2.	Propiedades microbiológicas.....	19
5.3.	Correlación bivariada entre propiedades de las variables analizadas	20
5.4.	Respuesta de las variables fisicoquímicas y microbiológicas a los tratamientos aplicados.....	21
6.	DISCUSIÓN	23
7.	CONCLUSIONES Y PROYECCIONES FUTURAS.....	28
8.	BIBLIOGRAFÍA	29

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Problemática de los grandes incendios forestales en el bosque mediterráneo nativo de Chile: Cambio climático e influencia antrópica

Los incendios forestales desempeñan un papel importante en la configuración de los ecosistemas mediterráneos y en el mantenimiento de su biodiversidad (Shlisky et al., 2007). De este modo, en áreas de clima mediterráneo el fuego se comporta como un factor ecológico natural y sostenible integrado en su dinámica ecosistémica, donde redistribuye y reordena las poblaciones e individuos en el espacio y en el tiempo (Naveh, 1974). Una prueba de ello, tal y como apuntan varios investigadores (Pausas y Verdú, 2005; Cerdà y Mataix-Solera, 2009), son las distintas estrategias de supervivencia y recolonización de las especies vegetales pirófitas del bosque nativo mediterráneo adaptadas a la ocurrencia de incendios en estas zonas, como puede ser el rebrote de *Eryngium fasciculatum* y *Lithrea caustica* (especies típicas del bosque esclerófilo chileno) o como la germinación de *Pinus halepensis* y *Rosmarinus officinalis* (especies típicas del sur-este mediterráneo).

Según Keeley (2009) la respuesta del ecosistema ante un incendio está condicionada por el grado de severidad que ha ocasionado en el medio, es decir, por la gravedad ocasionada en el suelo y en las estructuras vegetales, donde existen diferentes niveles de afección (a mayor severidad mayor coste de recuperación). Por una parte, influyen los factores intrínsecos del incendio como son la frecuencia en que ocurren, la intensidad del fuego, el tamaño y forma del incendio, así como la época del año en que se produce (Kozłowski, 2012). Por otro lado, se encuentran los factores extrínsecos, como son la topografía, la humedad, la cantidad y características del combustible vegetal y su proporción viva y muerta (Cadenas et al., 2001), condicionados por el ambiente donde se producen.

Desde el comienzo de siglo XXI, estudios como el de Pausas et al. (2009), alertan de escenarios futuros con tendencias crecientes y muestran proyecciones hacia una mayor ocurrencia de incendios en las zonas mediterráneas, con mayores superficies quemadas. Durante las últimas dos décadas, grandes incendios forestales han assolado gran parte de la geografía de Chile, refiriéndose a eventos con una alta intensidad que suceden durante varios días con graves consecuencias sociales y ecológicas (McWethy et al., 2018), adquiriendo un peligroso carácter destructivo (González et al., 2020) que afecta a extensas superficies forestales sobrepasando la capacidad de respuesta de las instituciones de prevención y lucha contra incendios forestales, generando un impacto desproporcionado en el medioambiente y las comunidades chilenas.

Si nos centramos en el bosque mediterráneo nativo del centro-sur de Chile (32°- 40° Latitud-S), estos están sometidos a veranos secos y elevadas temperaturas que favorecen la pérdida de humedad del combustible (Van Wagendonk et al., 2004; Ascoli et al., 2020), lo cual se ve potenciado por los efectos del cambio climático, aumentando el riesgo de sufrir incendios forestales.

Debido a las características geográficas que presenta dicho bosque, acostumbrado a oscilaciones de temperatura y la disminución de la precipitación generalizada en todo el territorio nacional a lo largo del año (Del Castillo Pantoja y Soto Wrinkler, 2019), se trata de un gran afectado a causa de incendios.

En 2009 comenzó una prolongada y extensa sequía en gran parte de Chile, apodada con el nombre de “la megasequía”, afectando de forma focalizada a los bosques mediterráneos esclerófilos chilenos, acompañada por intensas olas de calor que perduran hoy en día prolongándose hasta la fecha actual (Gómez-González et al., 2019).

En la Figura 1, se realiza una comparación de las series temporales de 1985 a 2009 y de 2010 a 2018 donde se muestra la evolución de las temporadas de incendio en Chile. Tal y como se puede observar, en cuestión de unas pocas décadas se han incluido dos meses más (octubre y mayo) a la temporada normal de incendios. Debido a todo ello, los periodos en los que tienen ocurrencia son cada vez más largos, con condiciones climáticas favorables para su ocurrencia, ampliándose el régimen natural estacional con elevadas temperaturas y veranos secos que aumentan año tras año (Fletcher y Zielhofer, 2013).

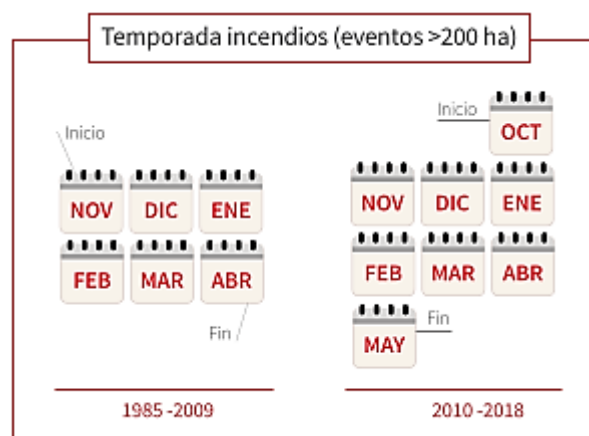


Figura 1. Comparativa de temporadas de incendio para eventos de gran tamaño (>200 Ha) entre periodo 1985-2009 y 2010-2018 Chile. Fuente: Incendio en Chile: causas, impacto y resiliencia (CR)².

Otro factor a tener en cuenta es el aumento de la interfaz urbano-forestal, esta comprende cerca de un 5% del territorio nacional, donde se concentra alrededor del 80% de la población cerca de plantaciones (González et al., 2020).

La presión antrópica en el medio ha generado grandes cambios en los usos del suelo, factores que favorecen la ocurrencia y dispersión de los incendios (Fernández et al., 2010; Brieto et al., 2019). La fragmentación del actual paisaje chileno puede dividirse en las siguientes unidades ambientales: plantaciones forestales con extensiones homogéneas y continuas; ecosistemas mediterráneos nativos; campos abandonados y colonizados por matorral degradado; especies de coníferas exóticas muy inflamables; superficie urbano-forestal y usos agrícolas (Úbeda y Sarricolea, 2016).

Debido a los antecedentes nombrados en los últimos párrafos, el número de grandes incendios forestales en Chile ha ido aumentando, siendo eventos cada vez con mayor extensión afectada y de extraordinaria envergadura (como el ocurrido en 2017), caracterizados por una gran velocidad, tamaño y dinámica (González et al., 2020).

Según los datos facilitados por la CONAF (Corporación Nacional Forestal), entre 1985 y 2018, han ocurrido 22 grandes incendios, de los cuales 16 han ocurrido en la década de 2010, contribuyendo al 82% de la superficie total afectada de Chile. En el megaincendio ocurrido en 2017 llamado “La gran tormenta de fuego”, superó los valores límite de la escala global de medición de incendios, basada en la intensidad de la línea de fuego y la velocidad de propagación. Fue el primer evento catalogado como 6ª generación en la escala mundial (UE 2017; CONAF 2017). Se aportó el dato de mayor extensión de superficie quemada desde que se tienen registros, superando los 550.000 ha (de la Barrera et al., 2018). En la Figura. 2 se pueden comparar las áreas quemadas anuales comprendiendo desde 1977 a 2018, donde claramente destaca el último periodo.

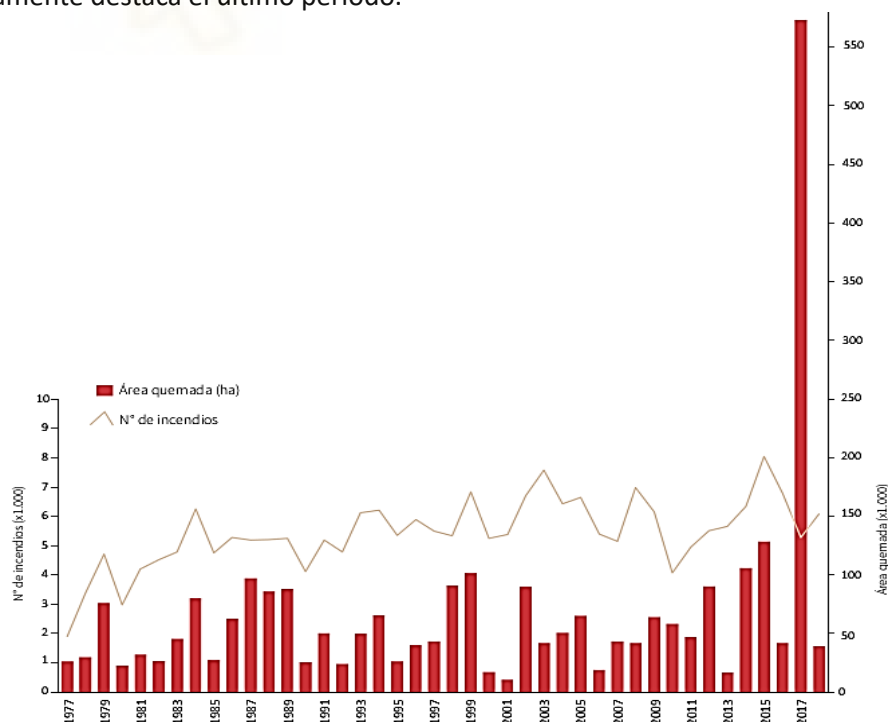


Figura 2. Número de incendios y área quemada (1977-2018). Fuente: Incendio en Chile: causas, impacto y resiliencia (CR)².

1.2. Efectos de los incendios forestales en el suelo

Los suelos afectados por el fuego pueden sufrir alteraciones físicas, químicas y biológicas (Hernández et al., 2000; Certini, 2005; Arcenegui et al., 2008). Los cambios en las propiedades del suelo están directamente relacionados con la intensidad del calor, las cantidades de cenizas depositadas y el tipo de suelo afectado (Badía y Martí, 2003).

La estimación de la severidad en campo evalúa el grado de pérdida o descomposición de la materia orgánica contenida en la vegetación y en el suelo (Montorio et al., 2014). Cabe destacar que, en incendios de baja intensidad se ha observado un incremento de materia orgánica, siendo beneficioso el efecto en el suelo debido al aporte de la vegetación con materia orgánica parcialmente pirolizada (Fernández et al., 1997; Mataix-Solera et al., 2002). No obstante, los incendios de alta severidad suelen tener varios efectos negativos en el suelo (Certini, 2005; Montealegre et al., 2017).

Lo primero que se espera que ocurra tras un incendio es una fuerte disminución de un componente fundamental y crítico para la fertilidad y correcta salud ecosistémica, el contenido en materia orgánica (Neary et al., 1999; Mataix Solera, 1999). Además, suele producirse un incremento temporal de la fracción mineralizada (Úbeda, 1998) afectando a las formas asimilables de fósforo (Saa, et al., 1993) y nitrógeno (DeBano et al., 1979) siendo deficientes para el correcto desarrollo de las estructuras vegetales, viéndose alterados por el cambio de pH (Ulery et al., 1993). Ese cambio repercute en el ciclo de los nutrientes, influyendo directamente en la cantidad y actividad microbiana (Carballas et al., 1993; Acea y Carballas, 1996; Garcia-Orenes et al., 2017). Diversos estudios muestran la drástica disminución de la biomasa microbiana tras el paso del fuego (Díaz-Raviña et al., 1992; Choromanska y De Luca, 2002) y la reducción de la actividad de estos, observables en la respiración edáfica basal evaluada en los estudios como el de Marañón-Jiménez et al. (2011). Con todos estos cambios, la velocidad con la que se restablece la cubierta vegetal suele verse alterada y ralentizada, respecto a la recolonización en incendios de menor severidad o con tratamientos específicos post-incendio (Hernández et al., 1997; Prieto-Fernández et al., 1998; Fierer, 2017).

Todos estos cambios favorecen los procesos erosivos de pérdida de suelo (Mataix-Solera et al., 1996; Guerrero et al., 2003; Cerdà y Mataix-Solera, 2009), ya que el efecto de protección de las estructuras vegetales se desvanece y la reducción de la materia orgánica supone la eliminación de aporte cementante necesario para que los agregados sean lo suficientemente estables para frenar dicha erosión (González-Pérez et al., 2004; Mataix-Solera et al., 2011). Esta situación da pie a incrementar el tiempo de días de suelo desnudo y riesgo de erosión en el ecosistema edáfico.

1.3. Restauración post-incendio. Uso de enmiendas orgánicas

La recuperación de los suelos quemados en los entornos mediterráneos es de suma importancia para aumentar los niveles de protección del suelo y reducir al mínimo la erosión y la pérdida de suelo (Guerrero et al., 2001). La aplicación de residuos orgánicos al suelo se muestra como una técnica eficaz para incrementar, aunque sea de forma transitoria, la disponibilidad de fuente de energía, carbono y otros nutrientes que supone promover la recuperación de las funciones y los servicios ecosistémicos (Hueso-González et al., 2018), siendo de especial interés en zonas vulnerables como las mediterráneas (García-Orenes et al., 2013; Rhoades et al., 2017).

El compartimento edáfico es clave para recuperar los servicios ecosistémicos del bosque esclerófilo nativo, siendo la fase previa para la posterior recolonización y sucesión de la cubierta vegetal (Brieto et al., 2019). De este modo, para conseguir una adecuada recuperación del ecosistema y minimizar los efectos negativos de erosión del suelo afectados, los esfuerzos post-incendio se debe enfocar hacia el restablecimiento de los valores edáficos alterados.

Es imprescindible un previo estudio del medio afectado y la enmienda que se quiere aplicar para garantizar el éxito de la restauración, ya que los efectos de la aplicación de estos tratamientos en las reservas de carbono dependen en gran medida del tipo de suelo, del origen de los materiales y del grado de estabilidad de la materia orgánica (González-Ubierna et al., 2012).

En el trabajo de Kowalijow y Mazzarino (2007), las propiedades químicas y biológicas del suelo mostraron una alta respuesta tras la adición de enmiendas orgánicas. Esta recuperación es resultado del rápido incremento del contenido de materia orgánica a corto plazo. A largo plazo, la estructura del suelo se hace más estable y se mejoran la capacidad de retención de agua, la permeabilidad y la infiltración, mientras que se reducen la escorrentía superficial y la erosión (Hueso-González et al., 2018).

El guano de ave es un tipo de enmienda orgánica fresca basada en estiércol de ave de corral, que aporta una elevada fracción de carbono orgánico lábil a corto plazo (Haynes, 2005). Ha sido tradicionalmente aplicada para aumentar el rendimiento los cultivos, con la finalidad de reciclar los nutrientes, principalmente: N, P y K (Lorimor y Xin, 1999), pero también tiene efecto en otros elementos como: Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Cuy Zn (Mataix-Solera et al., 2001). La aplicación repetida a los suelos de cultivo o forestales tiene un elevado potencial para mejorar las características de su salud, como la fertilidad del suelo y su estabilidad y la actividad microbiana (Guerrero et al., 2007; Lin et al., 2018).

2. ANTECEDENTES

Durante la última década, las temporadas de incendios se han visto incrementadas tanto en duración como en tamaño sobre las zonas pertenecientes al centro-sur de Chile. Entre el 18 de enero y el 5 de febrero de 2017, “la tormenta de fuego” supuso un total de 557.646,41 hectáreas quemadas a nivel nacional, donde el impacto en la región del Libertador Bernardo O’Higgins supuso 105.444,13 hectáreas quemadas que, junto a otras regiones como el Maule y el Biobío, fueron las más afectadas por el megaincendio (CONAF 2018). La mayor pérdida significativa de la biodiversidad derivada del incendio corresponde al bosque mediterráneo nativo, ya que cerca del 70% de las hectáreas afectadas anualmente son de este tipo de vegetación (González et al., 2020; de la Barrera et al., 2018). El cambio climático ha sido el motor que impulsó y favoreció las condiciones idóneas para la generación de los grandes incendios:

1. **La Temperatura.** Durante los últimos años los efectos del cambio climático han aumentado las temperaturas en todo el territorio chileno, afectando en mayor proporción las zonas Centro-Sur del país. El enero de 2017, fue el mes más cálido de verano desde que se tenía registros, coincidiendo con el megaincendio de 2017 (Figura 3).

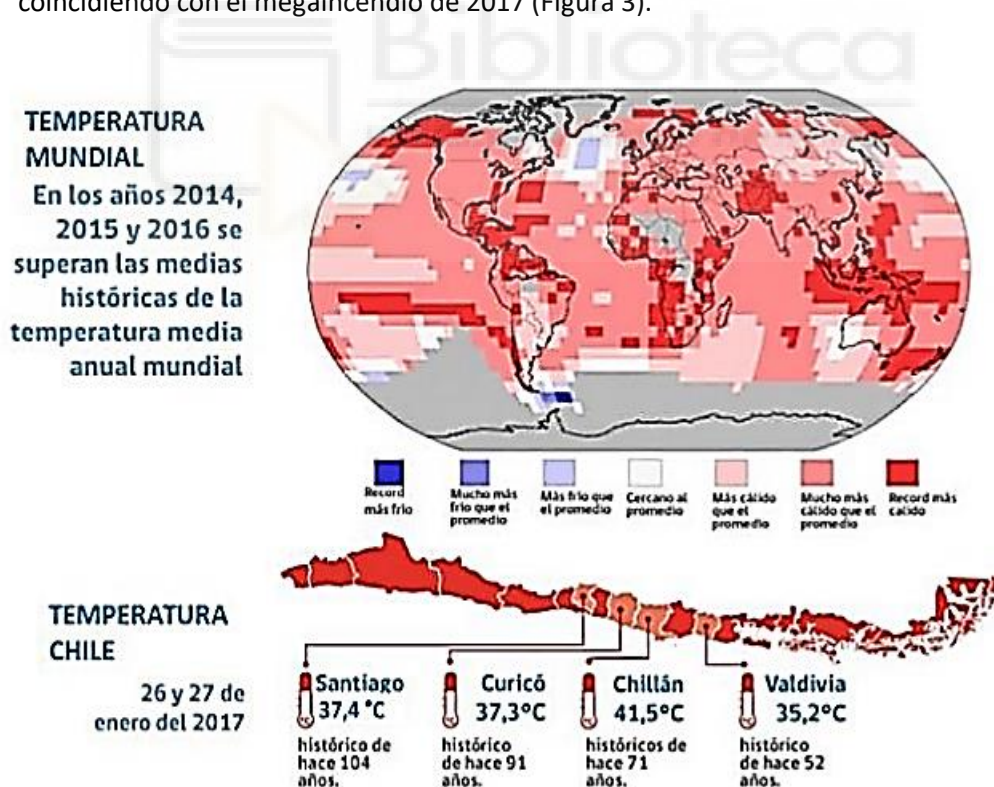


Figura 3. Mapa Mundial y de Chile del incremento en las temperaturas medias anuales. Fuente: CONAF, El gran incendio de Chile 2017 Descripción e impactos.

2. **La Humedad del combustible vegetal.** La irregularidad pluviométrica de la última década se ha caracterizado por aportar una muy baja humedad en las estructuras vegetales durante la megasequía que se prolonga desde 2010 hasta hoy en día. Esto ha condicionado de manera directa, el favorecer la disponibilidad de combustible vegetal óptimo para propagar el incendio.

A continuación, se muestran dos series temporales elaboradas con el visor CR², en las que aparecen reflejadas la precipitación media anual perteneciente a la estación de Nilahue (DGA), estación ubicada en la misma comuna (Pumanque) donde se realizó el estudio. Los valores medios han sido de 527,2 mm para la serie temporal de 1988-2008 (Figura 4) mientras que para la serie temporal que comprende de 2008 a 2018 el valor se ha reducido a 386,6 mm (Figura 5).

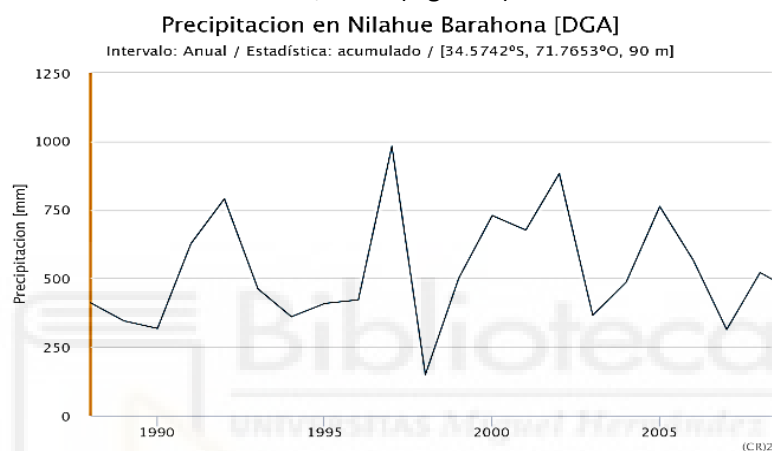


Figura 4. Serie temporal de precipitaciones medias en Nilahue (1988-2008).

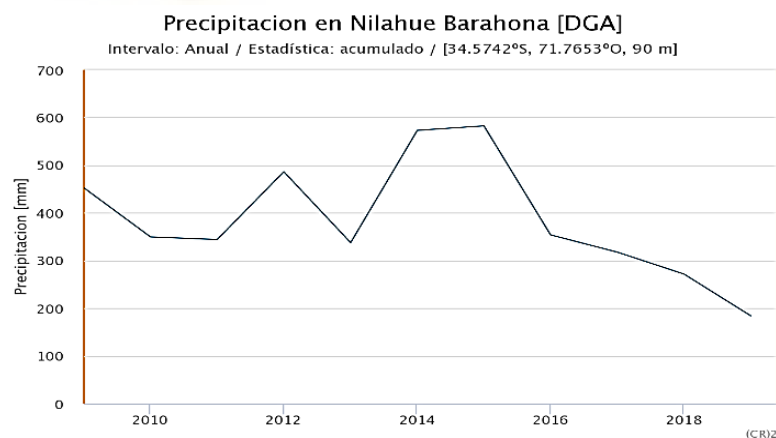


Figura 5. Serie temporal de precipitaciones medias en Nilahue (2009-2019).

Esta reducción de la precipitación en los últimos años supone una disminución media de 140,6 mm de precipitación, que ha contribuido a la pérdida total o parcial de la humedad de las estructuras vegetales, aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendio de extensión y magnitud como el evento extremo de 2017, caracterizando con valores de time-lag a la vegetación propicios a arder.

3. OBJETIVOS

Atendiendo a los antecedentes anteriores, se realizó este trabajo como parte de la colaboración establecida entre el Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3) de la Universidad de O'Higgins en Chile, y el Dpto. de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche.

El proyecto fue basado en el aporte de enmiendas orgánicas para recuperar los suelos quemados, en particular como eje central tuvo evaluar el efecto de la aplicación de guano de ave como tratamiento post-incendio. Además, se ha estudiado el efecto de un segundo tratamiento basado en la aplicación de una capa de mulch de paja de avena y trigo para observar las respuestas de las propiedades edáficas y sobre del suelo afectado por el fuego y observar el grado de contribución para la recuperación de salud edáfica del ecosistema esclerófilo nativo chileno afectado por el incendio.



4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Descripción de la zona de estudio

Dentro de las regiones de Chile afectadas por el incendio del verano de 2017, nuestro caso de estudio tiene su origen en el secano interior de la VI región del Libertador Bernardo O'Higgins, una de las tres regiones del país más afectadas por este evento. En concreto, nos situamos en la comuna de Pumanque ($34^{\circ}36.502'S$, $71^{\circ}42.281'W$), a una altitud media de 130 m.s.n.m. específicamente en la localidad de Nilahue, con valores representativos de las condiciones climáticas anteriormente mencionadas en los antecedentes.



Figura 6. Mapa de Chile, marcada la región del Libertador Bernardo O'Higgins (izquierda). Mapa ampliado de la región estudiada, marcada la comuna de Pumanque (derecha). Fuente: CONAF.

Dicha zona de estudio fué escogida por ser representativa de bosque esclerófilo nativo mediterráneo, el cual no había experimentado un incendio en 30 años, siendo los usos anteriores para pastoreo y extracción de madera.

La precipitación media anual es de 451 mm, y la temperatura media es de $15,4^{\circ}C$, con variaciones de más de 10 grados entre su temperatura media máxima de $29,9^{\circ}C$ en verano (octubre-abril) y la media mínima cerca de $5,3^{\circ}C$ en invierno (abril-septiembre). Dicha oscilación climática da lugar a marcados periodos de sequía y estrés hídrico, con una fuerte evapotranspiración irregular al largo del año, además de influir en las características del suelo y vegetación desarrollada en Pumanque.

Como consecuencia de la peculiar climatología, la vegetación adopta multitud de estrategias típicas de especies esclerófilas dando lugar a bosques con abundantes endemismos y una marcada biodiversidad. La vegetación perteneciente al bosque nativo está adaptada a las condiciones de clima mediterráneo que se extiende desde la Región de Coquimbo hasta el Biobío. En la Figura 7, se muestran las especies más representativas donde se desarrolló el proyecto.

Los suelos de la zona están clasificados como *Aquic Dystrocherepts* (Soil Survey Taxonomy, 2014), desarrollados a partir de depósitos coluviales y aluviales (Centro de Información de Recursos Naturales, 2010). En el sitio de estudio son bastante poco profundos (40 cm de profundidad), principalmente con texturas franco-arenosas (58% de arena, 34% de limo y 8% de arcilla), con una pendiente del 10% orientada hacia el sur.



Figura 7. De izquierda a derecha, de arriba abajo: *Quillaja saponaria*, *Cryptocarya alba*, *Peumus boldus* y *Lithraea caustica*. Fuente: Proyecto FPA 6-RE-002_2018

4.2. Diseño experimental

A principios de junio de 2018, transcurrido seis meses después del incendio, se establecieron parcelas duplicadas para cada tratamiento (3 m x 3 m), que a su vez se dividieron en dos parcelas (3 m x 1,5 m) obteniéndose 4 parcelas finales por tratamiento, siendo un total de 16 para los cuatro tratamientos. metros para el estudio del efecto de los tratamientos de restauración en los suelos quemados.

El muestreo de suelo se realizó en enero de 2019, que coincidió con la temporada de verano en el hemisferio sur. Se tomaron cuatro muestras compuestas (1 kg cada muestra aprox.) por parcela experimental (3 m x 1,5 m), cada una de las cuales consta de submuestras tomadas en las esquinas y el centro de la parcela. Estos fueron recolectados a seis cm de profundidad en el horizonte A luego de la remoción de desechos orgánicos. De este modo, se obtuvo 64 muestras para el estudio de los siguientes cuatro tratamientos:

1. **Suelo referencia (SR):** parcela experimental de referencia, no fue perjudicado por los efectos del incendio, posee la cobertura vegetal típica de la zona, no se aplicó ningún manejo.
2. **Suelo quemado control (SC):** suelo quemado y afectado durante el incendio, no se aplicó ningún manejo posterior.
3. **Suelo quemado protección (SP):** suelo quemado donde se aplicó mulch y plantación de *Peumus boldus*, *Lithraea caustica* y *Quillaja saponaria*.
4. **Suelo con guano de Ave (SA):** suelo quemado donde se aplicó una enmienda orgánica fresca basada en guano de ave de la zona (estiércol de gallina) sin compostar, con mulch de paja y avena con la plantación de *Peumus boldus*, *Lithraea caustica* y *Quillaja saponaria*.

El tratamiento de enmienda orgánica (SA) se incorporó con un volumen de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (160 T ha^{-1}), a una profundidad de 30 cm utilizando un motocultivador anclado a un rotovator con distribución uniforme. Además, se acompañó con la aplicación de mulch (1 cm de espesor) con el objetivo de paja de trigo y avena a fin de preservar la humedad del suelo, estimular la actividad biológica del suelo y proteger las parcelas de aves u otras amenazas como lluvias torrenciales. En las parcelas correspondientes a SA y SP se realizó la plantación de dos ejemplares de cada individuo por parcela.

Con el fin de comparar los resultados obtenidos se contemplaron suelos quemados sin aplicación de ningún tratamiento (SC) y suelos de referencia procedente del bosque nativo no afectado por el incendio (SR). El suelo de referencia (SR) permitirá la comparación de la salud del suelo “natural” (no afectado por el incendio) con el resto de los suelos con sus respectivos manejos. El grupo quemado control (SC), nos permite discriminar entre los efectos causados por las variables experimentales y otras variables del ambiente.

Tabla 1. Resumen tratamientos aplicados. SR (suelo referencia), SC (suelo control), SP (suelo con mulch) y SA (suelo con mulch y enmienda).

	SR	SC	SP	SA
Suelo quemado	NO	SI	SI	SI
Plantado (2 · [Q. saponaria, P. boldus y L. caustica] · parcela ⁻¹)	NO	NO	SI	SI
Mulch	NO	NO	SI	SI
Guano de Ave (m ³ · ha ⁻¹)	0	0	0	200

4.3. Preparación de la muestra y análisis

Ocho meses después del establecimiento de los distintos tratamientos se colectaron submuestras de todas las parcelas, en las esquinas y centro, tomadas en los primeros 6 cm de suelo, previamente se eliminaron los posibles restos orgánicos, (1 kg por tratamiento estudiado aprox.) y fueron transportadas a laboratorio en condiciones estériles y de refrigeración para evitar alteración de su estado biológico.

Una vez en las instalaciones, el suelo fue secado a temperatura ambiente y tamizado con un mallado de 2 mm para los tratamientos fisicoquímicos, exceptuando una parte tamizada entre 4 mm y 0,25 mm para la medida de agregados estables. En cuanto a los análisis microbiológicos, se realizaron con muestra fresca conservada a 4°C.

Para el análisis de las propiedades fisicoquímicas en los 4 tratamientos, se analizó:

- **Valor de pH:** Utilización de un pH-metro con detección de sonda. Tomar alícuotas de 10 g de suelo seco con una relación 1:2,5 de H₂O destilada, con posterior agitación durante 10 minutos en el volteador. Una vez transcurrido el tiempo, dejar reposar (30 min) y someter a la detección.
- **Conductividad eléctrica (CE; $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$):** Mediante el Conductímetro de sonda se detecta la conductividad eléctrica. Se obtiene alícuotas de 10 g de suelo seco con una relación de suelo 1:5 con H₂O destilada para la posterior detección, posterior agitación en el volteador y reposo de 24 h. Una vez transcurrido el tiempo se somete a la detección mediante el conductímetro.
- **Carbono orgánico (CO) ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{suelo}$):** La determinación de carbono orgánico oxidable (CO) se realizó mediante el método Walkley y Black (1934), el cual consiste en la oxidación de la materia orgánica mediante un fuerte oxidante como es el dicromato potásico. Para ello, es necesario un medio ácido añadiendo H₂SO₄ se deja reaccionar la mezcla y se determina la cantidad de dicromato que no ha reaccionado. Para esta valoración se utiliza Sal de Mohr (sulfato ferroso amónico) ya que es fácilmente oxidable. Posteriormente, se realizó el cálculo del porcentaje de materia orgánica (MO) mediante el factor 1,72 correspondiente al promedio de materia orgánica de un suelo estándar.



Figura 8. Erlenmeyers con dicromato potásico para su posterior valoración con Sal de Mohr.

- **Nitrógeno presente (N) (%):** Se analizó el nitrógeno total presente a través del método de Kjeldahl, el cual consta de tres etapas:
 - I. **Digestión:** En un medio ácido y altas temperaturas, se mineraliza el Nitrógeno orgánico a ion amonio (NH_4^+).
 - II. **Destilación:** En un medio alcalino, gracias al NaOH, se destila el amonio para su conversión a amoníaco empleando ácido bórico.
 - III. **Valoración:** El amoníaco y el ácido bórico se encuentran en relación 1:1 (amonio: ion borato) respectivamente. Con ayuda de HCl se valorará la cantidad de ion borato obtenida que, al estar presente en la relación anterior, será la misma cantidad que de nitrógeno.
- **Concentración de fósforo asimilable (P) ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ suelo):** La medición del fósforo se realiza mediante una recta patrón en la que se interpolan los resultados obtenidos de las diferentes muestras empleando un espectrofotómetro. Dadas las diferentes intensidades de color, se obtienen diferentes absorciones de longitud de onda gracias a la disolución extractora "Burriel Hernando". En aquellas muestras en las que se empleó guano de ave es necesaria realizar una disolución para que logren entrar en los rangos de la recta patrón.



Figura 9. Medición en el espectrofotómetro para la determinación de fósforo.

- **Metales biodisponibles: [Cu] y [Zn] ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{suelo}$) / [Fe] y [Mn] ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{suelo}$):** se obtuvieron de un suelo de 1:10 proporción de EDTA de 0,05M (pH 7) tras una agitación durante una hora a temperatura ambiente (Quevauviller et al., 1998) y se determinaron mediante un espectrofotómetro de absorción atómica.

En cuanto al análisis biológico, se analizaron las siguientes propiedades:

- **Respiración edáfica basal (REB):** Se mide la cantidad de CO_2 liberada por unidad de masa de suelo y por unidad de tiempo para 4 g de suelo humectado al 60% de su capacidad máxima de retención hídrica, inducida por el uso de un sustrato de glucosa. La tasa de respiración se mide de manera indirecta en base a la medida de la impedancia de una solución de cloruro potásico al 2 % que va captando el CO_2 producido por la actividad biológica de los organismos del suelo.
- **Carbono de la biomasa (CBM):** El carbono de la biomasa se determina a través de respiración inducida mediante sustrato, glucosa en este caso, de acuerdo con el método propuesto por Anderson y Domsch (1978).

Los parámetros microbianos han sido determinados por la respiración inducida por el sustrato (SIR) con glucosa (Anderson y Domsch, 1978), mediante en un impedanciómetro automatizado (BacTrac 4200 Microbiological Analyser, Sylab, Austria). Además, se calcularon dos coeficientes biológicos con estos valores: el coeficiente de mineralización del carbono ($C \text{ min.coef} = \text{REB}/\text{OC}$), y el coeficiente metabólico ($q\text{CO}_2 = \text{REB}/\text{CBM}$).

4. Análisis estadístico

Se comprobó la normalidad con el test de normalidad Shapiro-Wilks, y las diferencias entre los tratamientos se realizó mediante un análisis de correlaciones Bivariadas de Spearman entre variables para testar la correlación entre ellas, y un Análisis de Componentes Principales para estudiar la distribución de las variables medidas en función de los tratamientos estudiados. Todos los análisis estadísticos se realizan con el programa SPSS versión 24.0 (IBM SPSS statistics 2016).

5. RESULTADOS

5.1. Propiedades fisicoquímicas

5.1.1. pH y conductividad eléctrica (CE)

Para el pH (Figura 10.A), se observa que los valores de los tratamientos con solo mulch (SP) con 7,12 y el suelo no afectado por el fuego (SR) con 6,94, son significativamente mayores al suelo quemado control (SC) y a los suelos con estiércol de ave (SA), con valores ligeramente más ácidos en torno a 6,49 y 6,89 respectivamente. A pesar de estas diferencias, los valores de pH de los 4 tratamientos se mantuvieron entorno a la neutralidad.

En cuanto a la conductividad eléctrica (CE) (Figura 10.B) para SR y SC se obtuvieron valores de 56,6 y 55 $\mu\text{S cm}^{-1}$ respectivamente, los cuales fueron significativamente más bajos que el resto de los tratamientos. También se encontraron diferencias significativas para el tratamiento SP (115,8 $\mu\text{S cm}^{-1}$) y para el suelo con la aplicación de la enmienda orgánica fresca (SA) de 286 $\mu\text{S cm}^{-1}$. De este último, cabe destacar que el empleo de guano de ave (SA) aporta una mayor salinidad, superando en 200 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a SR y a SC y en 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a SP, siendo significativamente superior al resto de tratamientos.

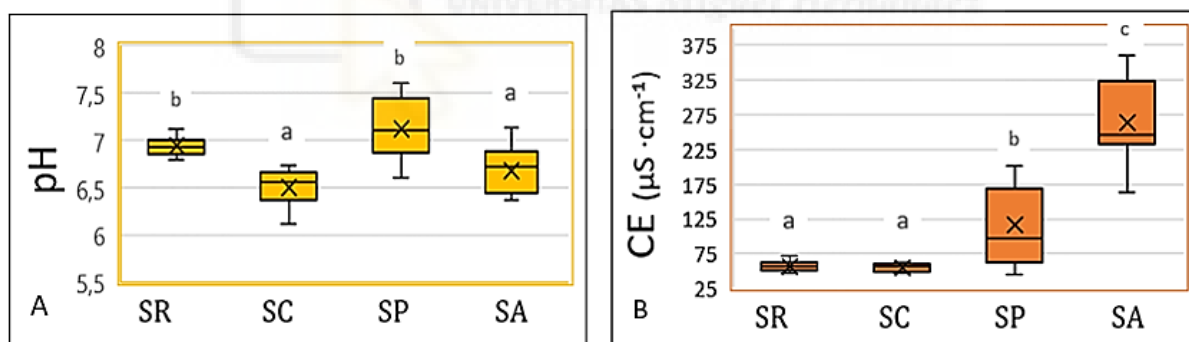


Figura 10. Valores medios y desviación estándar de pH (A) y CE (B) para los tratamientos analizados: SR, suelo de referencia; SC: suelo control quemado; SP: suelo con Mulch y plantación/siembra; SA: suelo con guano ave con Mulch y plantación. Las letras indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamiento.

5.1.2. Materia Orgánica (MO)

En cuanto al efecto del fuego en el suelo, se puede observar en la Figura 11, como las secuelas del incendio sobre SC suponen una reducción del 0,72 % respecto de los valores del suelo no afectado (SR). En la Figura 6 queda reflejado como el suelo quemado (SC) obtiene el menor valor de MO (3,27 %), seguido del tratamiento con mulch (SP) con 3,66 %, el cual no es lo suficientemente superior para diferenciarse de él. El tratamiento con el suelo de referencia (SR) posee un 3,99 %, supone una diferencia superior significativa con SC, pero no existen diferencias significativas con SP.

Respecto al tratamiento con guano de ave (SA) presenta los valores con mayor contenido en MO (4,75 %), significativamente superior al resto de tratamientos. Se ha aumentado el contenido de materia orgánica del suelo en un 0,76 % y 1,48 % sobre SR y SC respectivamente. Esto deberíamos considerarlo un éxito, ya que la materia orgánica fresca se suele consumir con mucha rapidez, pero que exista tras 8 meses desde su aplicación significa que es una buena solución en las etapas iniciales de recuperación del suelo.

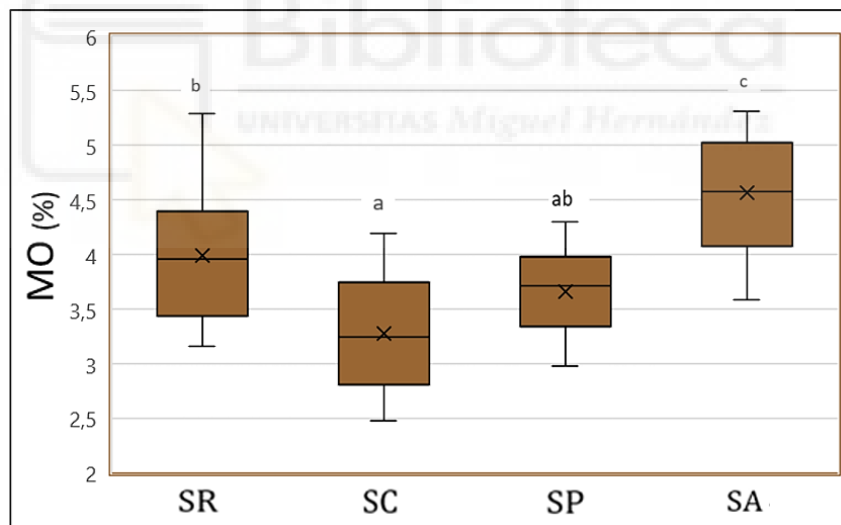


Figura 11. Valores medios y desviación del contenido en materia orgánica (MO), para los tratamientos SR (suelo verde), SC (control quemado), SP (control con mulch) y SA (guano de ave). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos.

5.1.3. Nitrógeno Kjendhal (N)

De nuevo vemos, tal y como ha sucedido con el contenido de MO (Figura 11) que el aporte de la enmienda de guano de ave (SA) ha mejorado la disponibilidad de nitrógeno en el suelo (Figura 12). La enmienda presenta una respuesta parecida en la aportación de MO y la aportación de N (0,47 %), siendo superior significativamente al resto de tratamientos analizados.

Un hecho destacable es el valor obtenido en el suelo quemado control (SC), el cual posee valores medios mayores al tratamiento con mulch (SP) y cercanos al suelo de referencia (SR) sin afección del incendio. Esto hace indicar que la temperatura que alcanzó el suelo no fue muy elevada y pudo mantener una aportación de 0,27 % del contenido de N, ligeramente superior a SP, pero sin llegar a valores naturales con el 0,31 % en SR.

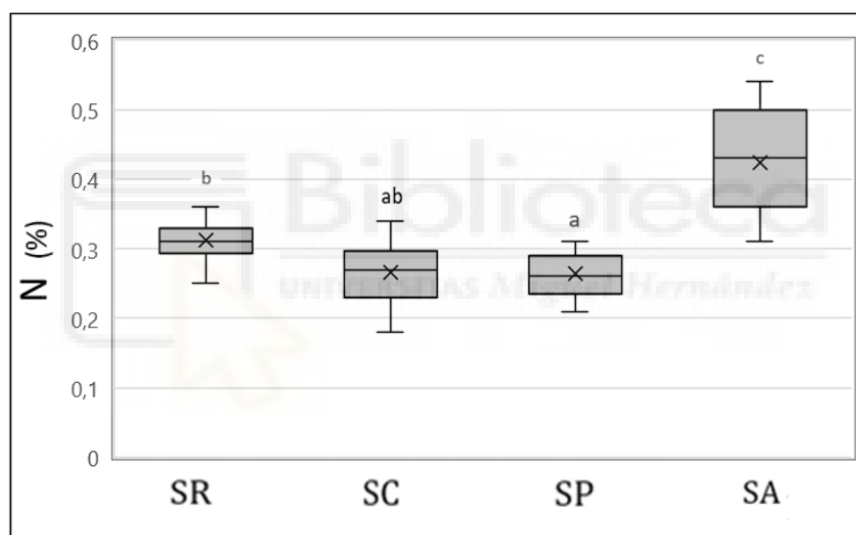


Figura 12. Valores medios y desviación del % de nitrógeno (N) para los tratamientos SR (suelo verde), SC (control quemado), SP (control con mulch) y SA (guano de ave). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos.

5.1.4. Fósforo Asimilable (P)

Los suelos con el tratamiento SA tienen un elevado contenido en MO (Figura 11) después de los 8 meses de la aplicación, lo que ha favorecido un incremento de las formas asimilables de N tal y como hemos visto con anterioridad (Figura 12), pero también ha favorecido la presencia de formas de P asimilables sobre el resto de los tratamientos (Figura 13).

La respuesta generada en los suelos con tratamiento orgánico (SA) son significativamente muy superiores al resto de tratamientos con un valor de $565,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de suelo, que no se observaron

diferencias significativas para los otros tres tratamientos estudiados, siendo 25 veces superior a SR (22,03 mg· kg⁻¹), 70 veces superior a SC (8,08 mg· kg⁻¹) y 27 veces superior a SP (20,78 mg· kg⁻¹).

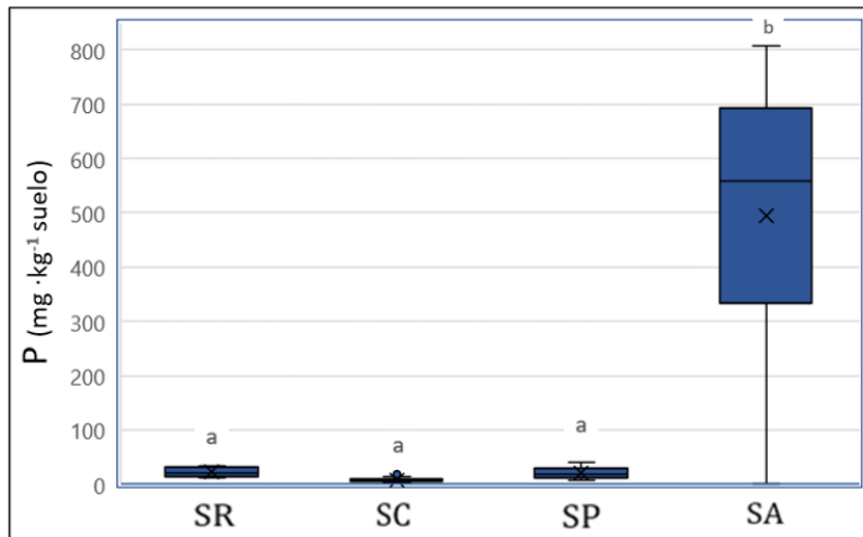


Figura 13. Valores medios y desviación de la concentración de P asimilable (ppm) para los tratamientos SR (suelo verde), SC (control quemado), SP (control con mulch) y SA (guano de ave). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos.

5.1.5. Metales biodisponibles: Fe, Zn, Cu y Mn

En cuanto a los resultados de los metales biodisponibles obtenidos en los 4 tratamientos estudiados, los valores obtenidos se muestran en la Figura 14. En cuanto al contenido de Fe (Figura 14.A) y Zn (Figura 14.B) sólo se observaron diferencias significativas en los suelos donde se aplicó la enmienda orgánica fresca (SA).

En el caso del Cu se observaron diferencias significativas para los 4 tratamientos (Figura 14.C) con el siguiente orden: SA > SP > SC > SR.

Finalmente, para el Mn (Figura 14.D) se obtuvieron diferencias significativas entre los suelos sin ningún tratamiento (SR y SC) y a los que se aplicó alguna enmienda (SP y SA).

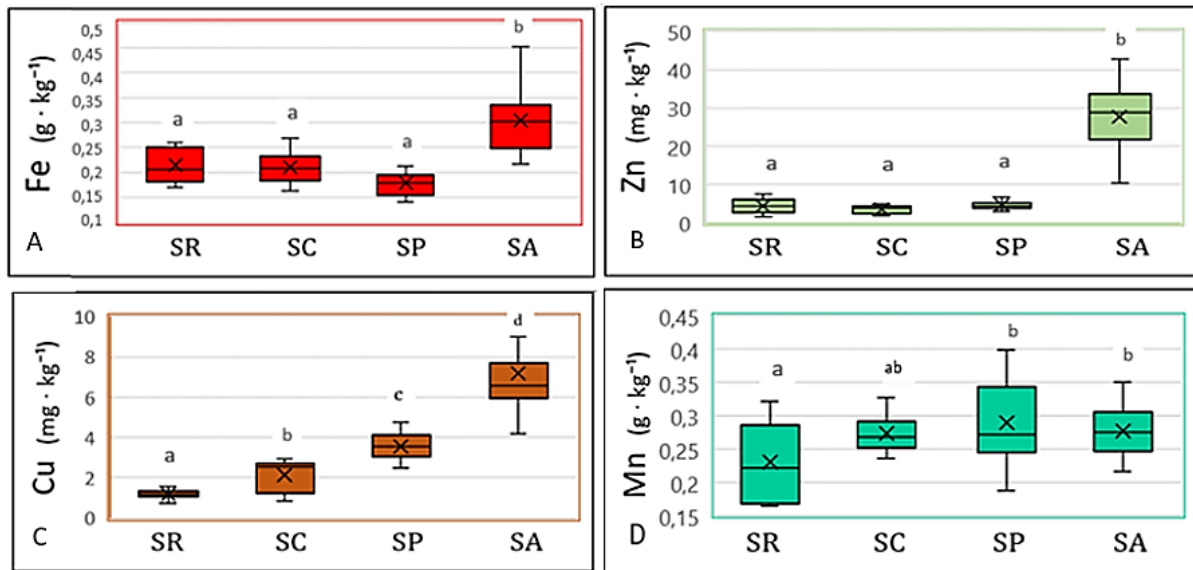


Figura 14. Valores medios y desviaciones estándar de Fe (A), Zn (B), Cu (C) y Mn (D) disponibles en los suelos analizados para los tratamientos: SR (suelo verde), SC (control quemado), SP (control con mulch) y SA (guano de ave). Las letras en minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos.

5.2. Propiedades microbiológicas

La Respiración Edáfica Basal (REB) mide la actividad de los microorganismos presentes en los suelos (A) y con el Carbono de la Biomasa Microbiana (CBM) la proporción de la microbiota en las muestras de cada tratamiento (B). Los resultados de estas determinaciones se muestran en la Figura 15.

Por una parte, los valores del tratamiento con enmienda (SA) presentan un valor mayor y significativo de actividad microbiana que SC y SR, pero con similitudes con los valores de SP (Figura 15.A). Esto es de esperar, ya que tanto el tratamiento SA en mayor proporción ($18,9 \text{ mg C-CO}_2 \times \text{h}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$ suelo), como SP ($16,134 \text{ mg C-CO}_2 \cdot \text{h}^{-1} \times \text{kg}^{-1}$ suelo) aportan condiciones de disponibilidad de nutrientes que impulsa dicha actividad.

En cuanto a los resultados obtenidos CMB (Figura 15.B) se observó que el tratamiento SA ($2809,47 \text{ mg Cbx kg}^{-1}$ suelo) es donde se obtienen valores significativamente superiores y diferentes a SR ($2433,2 \text{ mg Cb} \times \text{kg}^{-1}$ suelo) y SC ($2452,45 \text{ mg Cbx kg}^{-1}$ suelo) aunque no se observaron diferencias significativas con SP ($2566,85 \text{ mg Cbx kg}^{-1}$ suelo).

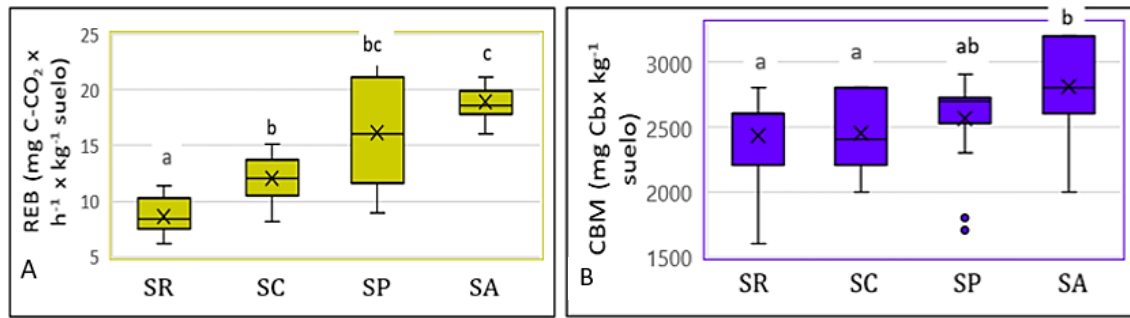


Figura 15. Valores medios y desviación de la respiración edáfica basal (REB) del suelo (A) y el carbono de la biomasa microbiana (CBM) (B) en los suelos analizados para los tratamientos: SR (suelo verde), SC (control quemado), SP (control con mulch) y SA (guano de ave). Las letras en minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos.

5.3. Correlación bivariada entre propiedades de las variables analizadas

Con el objetivo de analizar las relaciones entre las variables fisicoquímicas del suelo medidas (pH, CE, MO, P, N, Fe, Mn, Zn, Cu) y las propiedades microbiológicas (REB, CBM), se realizó un análisis de correlación bivariada. Los valores que se exponen en la Tabla 4 son únicamente los que poseen un grado de correlación significativa entre las variables de diversa índole, han sido relacionadas las propiedades químicas y microbiológicas del suelo.

Como era de esperar, la relación entre el contenido de MO está relacionado positiva y significativamente con la disponibilidad de otros nutrientes, como son N, P, Zn y Fe (Tabla 2). Por otro lado, también es destacable la alta relación de la CE con P, Zn, Cu y REB. Las dos únicas variables con una alta relación positiva y significativa con la actividad de los microorganismos (REB) han sido la CE y Cu (Tabla 2).

Tabla 2. Se muestran únicamente las variables con correlaciones bivariadas de Rhode-Spearman (CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; RBS: respiración basal de suelo; N: nitrógeno; Zn: zinc; Fe: hierro; P: fósforo; Cu. ** Diferencias significativas a 0,01.

	MO	P	Zn	Cu	Fe	REB
CE		,738**	,814**	,810**		,766**
N	,765**	,694**	,773**		,761**	
MO		,714**	,699**		,610**	
P			,806**			
Zn				,605**	,801**	
Cu						,735**

5.4. Respuesta de las variables fisicoquímicas y microbiológicas a los tratamientos aplicados

Una vez se ha realizado el modelo PCA de los resultados obtenidos con todas las variables analizadas, el PCA explica un total del 66,6 % de la variabilidad, correspondiendo el 52,763 % al eje X y un 13,86 % al eje Y.

En la Figura 16, se representa la distribución de las variables medidas en los 4 tratamientos, donde se observa que las variables con elevado peso son el N, P, Cu, Zn, CE, Fe, MO y REB, ya que quedan agrupadas juntas a la derecha del gráfico, y explicando el 52,763 % de la variabilidad del modelo, CBM y pH se agruparon en el segundo componente del análisis mostrando una menor influencia. Por otro lado, se aprecia que la enmienda orgánica (SA) y el suelo de referencia no afectado por el incendio (SR) obtienen una respuesta diferente al resto (Figura 17). Por una parte, SA posee la respuesta más diferenciada positiva en todas las propiedades analizadas (disposición de todos los valores en el eje de la derecha superior) mientras que SR obtiene respuestas menores, pero muchas de ellas cercanas a SA (a la izquierda y la derecha del eje superior).

En cuanto a las respuestas del tratamiento con mulch de avena y paja (SP), observamos una distribución central de las variables, siendo inferior a los dos tratamientos nombrados con anterioridad, pero con superiores y diferentes respuestas que el tratamiento control (SC), donde ambos poseen una mayor representación en el eje izquierdo de la Figura 17.

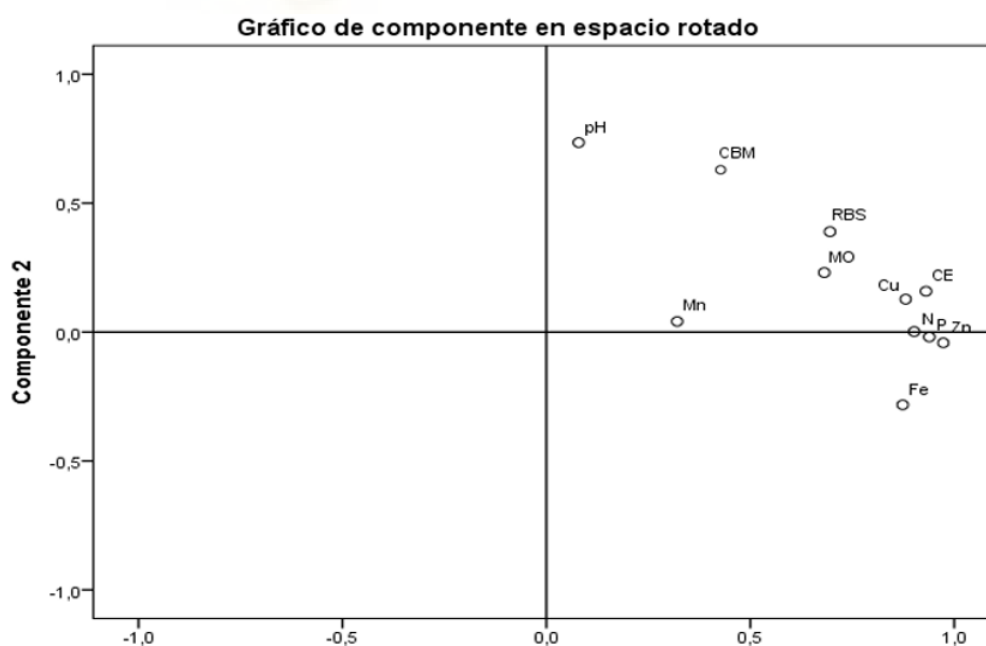


Figura 16. ANÁLISIS de componente con espacio rotado, Distribución de las variables analizadas en los 4 tratamientos: pH, CBM, Fe, Mn, Zn, N, P, MO, Cu, CE y REB.

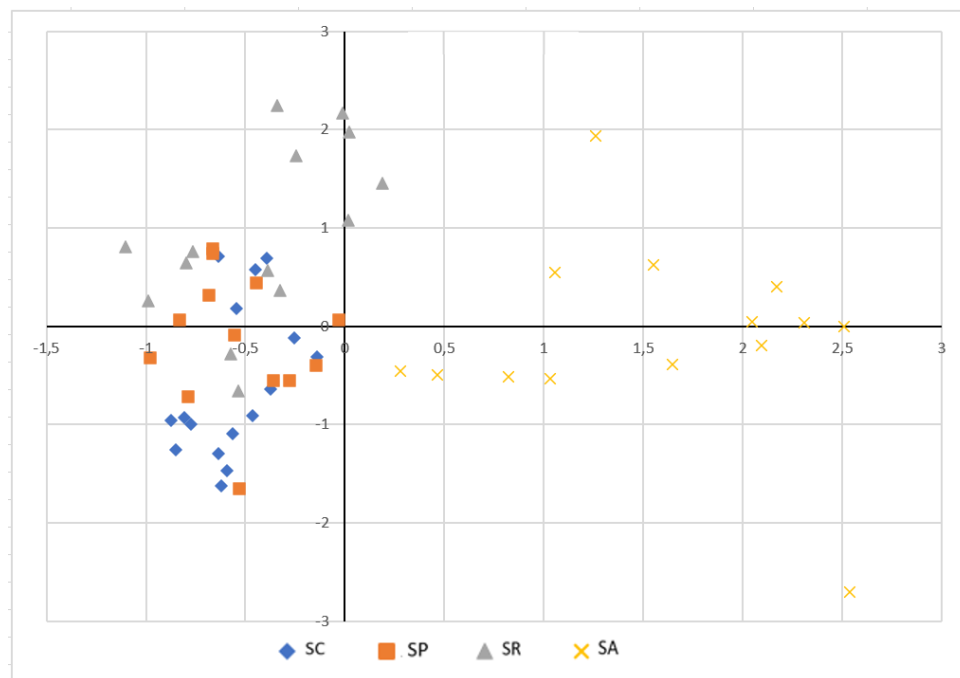


Figura 17. Resultado del Análisis de Componentes Principales de los tratamientos estudiados.



6. DISCUSIÓN

Tal y como muestran los resultados de muchos trabajos, después de un incendio forestal, el efecto esperado en las propiedades edáficas se expresa mediante una alteración de sus valores debido a una serie de cambios asociados a él (González-Pérez et al., 2004) que influirá también en la cantidad y actividad de los microorganismos que alberga (Acea y Carballas, 1996).

Experimentos como el del grupo investigador de Pausas et al. (2009) sugiere que la afección del fuego sobre el suelo y su facilitación para la recolonización de la cubierta vegetal dependen del tipo de ecosistema mediterráneo afectado. En estos ambientes es de especial interés conocer el estado del suelo después del incendio para ayudarlo, si fuera necesario, a reducir los riesgos de erosión y posible pérdida de suelo al cual ya está expuesto por sus características (Mataix-Solera et al., 2001; Guerrero et al., 2001; García-Orenes et al., 2013; Rhoades et al., 2017). Además, se puede contribuir a evitar posibles lixiviaciones de nutrientes (Certini, 2005), que en muchas ocasiones reducen la biodiversidad microbiana del suelo (Neary et al., 1999; Fierer, 2017).

Si pretendemos ayudar a recuperar un suelo afectado por un fuego, una solución es la aplicación de residuos orgánicos. Si nos apoyamos en las conclusiones de Hueso-González et al. (2018) al aplicar estos tratamientos, se esperaría que incrementase, aunque sea de forma transitoria, la disponibilidad de fuentes de energía, carbono y otros nutrientes necesarios para apoyar la recuperación edáfica del ecosistémica.

Como sucede en Certini (2009) en un suelo afectado por un incendio varias propiedades se ven alteradas y en muchas ocasiones se reducen respecto a los valores del suelo antes del fuego. En cuanto a nuestros resultados, si se compara los valores de fertilidad y las variables microbiológicas obtenidas en el suelo sin afección del incendio (SR) respecto al suelo control quemado (SC), de este modo podemos observar el efecto que ha tenido el fuego en el compartimento edáfico. Por otro lado, también se obtienen conclusiones del efecto positivo o pasivo tras la aplicación de enmiendas orgánicas frescas (SA) y la aplicación única de acolchado (SP) basado en paja y avena respecto al suelo afectado (SC) y los valores de referencia (SR).

Tras un incendio, el suelo experimenta una rápida basificación del pH en el suelo (Ulery et al., 1993), afectando a los elementos y su disponibilidad. Al igual que el pH, diversos estudios muestran que la conductividad eléctrica (CE) tras un incendio experimenta un aumento de la concentración de sales solubles, que suele atribuirse al aporte de las cenizas en el compartimento edáfico por solubilización. Nuestros resultados muestran un valor de pH ligeramente más ácido del tratamiento SC respecto a SR, cercano a la neutralidad, mientras que la conductividad eléctrica no experimenta diferencia entre

ambos. En nuestros 4 tratamientos, se puede observar que los valores de pH obtenidos son similares y giran en torno a un pH neutro, siendo resultado del poder de amortiguación del compartimento edáfico tras 8 meses del incendio. No obstante, la CE aumenta en los tratamientos con mulch (SP) y con guano de ave (SA) debido al aporte de sales de las dos materias orgánicas, donde los suelos con el tratamiento SA han aportado $200 \mu S \cdot cm^{-1}$ por encima que SR y SC.

En especial, el efecto sobre la materia orgánica (MO) del suelo es la variable más afectada, que a su vez repercute en la mayoría de las propiedades edáficas, asociándose cambios en ellas. En nuestro caso, los valores en SR respecto a SC fueron superiores para las propiedades de materia orgánica (MO), nitrógeno (N), cobre (Cu) y de pH, aunque para los valores de conductividad eléctrica (CE), fósforo (P), hierro (Fe), zinc (Zn) y manganeso (Mn) no se obtuvieron diferencias significativas. Estos resultados alertan sobre la necesidad de actuar con algún tratamiento post-incendio sobre SC, para que como mínimo, el suelo vuelva a poseer valores cercanos de SR.

Si nos centramos en los valores de MO, lo primero que observamos en SC es una fuerte disminución de este componente fundamental y crítico para la fertilidad y salud ecosistémica (Neary et al., 1999; Mataix Solera, 1999) que según los resultados equivale a una reducción del 0,72 % de MO respecto al suelo no afectado (SR). De este modo, la disminución de MO ha afectado a la disponibilidad de elementos esenciales como el N en los SC y en la disponibilidad de elementos esenciales para las plantas como es el caso del Cu.

Tras un incendio como el ocurrido en Chile, una de las prioridades en un suelo afectado por el fuego debe ser mejorar el contenido en materia orgánica del suelo. Para ello la aplicación de los dos tratamientos post-incendio, SP y en SA justifica mediante los resultados se mejora significativamente el aporte de MO respecto al suelo quemado (SC) e incluso se aumentaba el aporte del suelo respecto a los valores de referencia (SR).

Tal y como se expone en varios trabajos y sucede en los ensayos de Hernández et al. (2000) y Arcenegui et al. (2008), al igual que las conclusiones de Bastida et al. (2007), la adición de materia fresca impulsa la acumulación de las sales solubles al suelo, ya que el uso de materiales frescos estimula la aportación de carbono fácilmente degradables durante los primeros meses. Como era de esperar, el suelo con mayor aportación de MO es al añadido guano de ave 4,75%, con la enmienda se supera con un 0,76% más el valor de SR, suponiendo y un 1,48% más que en SC. Como hemos hablado, la adición de materia orgánica fresca se suele consumir con mucha rapidez, pero que exista tras 8 meses desde su aplicación significa una buena respuesta para solventar esta escasez en suelos quemados (SC).

Al igual que los experimentos de Lorimor y Xin (1999), en nuestro análisis como consecuencia directa de añadir una enmienda orgánica a base de guano de ave (SA) una recuperación de algunas propiedades como el N y sobre todo de P del suelo el cual se dispara en comparación con el resto de los 3 tratamientos, cumpliendo un servicio necesario como es su aporte para los microorganismos y la colonización de las estructuras vegetales.

Si comparamos los valores con el tratamiento de mulch de paja y avena (SP), el aumento de N en SA puede deberse a un incremento temporal de la fracción mineralizada tal y como apunta Úbeda (1998). El estiércol de aves de corral supuso que su N inorgánico indujera a compensar la pérdida de N que suele reducirse tras el incendio (observable en el valor de SC), ya que a partir de 200°C se mineraliza gran parte pérdidas considerables y suelen ser mayores cuanto mayor son las temperaturas alcanzadas (Guerrero et al., 2005; Durán et al., 2008).

Como hemos comentado antes, SA fue el que más aporte de P añadió al suelo con diferencia, siendo 25 veces superior a SR, 70 veces superior a SC y 27 veces superior a SP. Estos valores tan elevados y diferenciados del resto son atribuibles a las conclusiones obtenidas en los trabajos de Hoover et al. (2019) donde en los suelos con aplicación de estiércol de aves de corral encontraron que a largo plazo el P disponible tiende a acumularse significativamente en la parte superior de los suelos, pero sin movilizarse hacia el subsuelo. Esto hace indicar que la aportación de la enmienda basada en guano de ave en el suelo no supone un peligro para la lixiviación de fosfatos a aguas subterráneas y los valores se encuentran fuera de los valores tóxicos para la vegetación. En nuestro trabajo, tras ocho meses de su aplicación y al analizar los 30 primeros centímetros del suelo, puede atribuirse los valores tan elevados obtenidos en los resultados.

En varios experimentos se ha concluido que tras la aplicación de enmiendas orgánicas en el suelo se expone al aporte de oligoelementos (Businelli et al., 2009) y su biodisponibilidad edáfica (García-Carmona et al., 2017) que suele reducirse tras un incendio. En el experimento se evalúa para los cuatro tratamientos los micronutrientes más requeridos por las plantas como son: Fe, Mn, Cu y Zn que presentan un papel importante en la recuperación ecosistémica. Como era de esperar todos los nutrientes estaban al mismo nivel o superiores en los suelos sin afección (SR) respecto a los quemados (SC). Por otro lado, y al igual que sucede en la investigación de Sáez et al. (2017) los tratamientos post-incendio, tanto SA como SP añadieron mayor disponibilidad de concentraciones Mn y Cu superiores a los valores de SR y SC, mientras que los suelos con enmienda (SA) a diferencia que SP, si que aumentaron la disponibilidad de Fe y Zn. En especial, el Zn aportado por SA supone 9 veces los valores de SR y casi 7 veces superior respecto a SC y SP.

En cuanto al efecto del fuego sobre los microorganismos lo primero que se observa es como en los suelos afectados por el incendio (SC) existe una mayor actividad en la REB que en los no quemados (SR), mientras que se obtiene una respuesta parecida en la cantidad de los mismos (CBM). En estudios, como el de Mataix-Solera et al. (2009) se ha observado un incremento inicial en la respiración asociada a la solubilización de compuestos orgánicos por el calor. Esto suele ocurrir por el incremento de nutrientes disponibles a corto plazo que provienen de las cenizas, aunque es solo un pico de actividad que se reduce con el tiempo, pero es de destacar que pasado 8 meses existe esta mayor actividad en SC.

En trabajos como el de Bárcenas-Moreno et al. (2011) vemos que conforme pasa el tiempo los valores más altos se dan en las primeras mediciones y luego se produce una disminución en la actividad como en la cantidad de los microorganismos. Los resultados de la REB indican una mayor respuesta en los tratamientos con SA, siguiendo de mayor a menor actividad los tratamientos SP, SC y SR respectivamente, obteniéndose diferencias significativas para los cuatro tratamientos. Esto es debido a que los 2 post-tratamientos, tanto de SP como SA aportan un contenido orgánico extra al suelo que permite mantener esta actividad durante ocho meses por encima del suelo sin afección (SR) y de del suelo quemado (SC), ayudando al ecosistema microbiano a ser más resiliente después del incendio.

Respecto a la CBM los tratamientos post-incendio, tanto SP como SA de nuevo evidencian una respuesta superior en el suelo con un incremento de la fracción del carbono extraído que representa la biomasa microbiana. No obstante, el tratamiento con guano de ave (SA), posee valores parecidos a SP. De nuevo observamos que el aporte de materia orgánica en ambos tratamientos estimula las poblaciones microbianas durante un tiempo superior al suelo quemado sin tratamiento (SC).

Para justificar lo expuesto con anterioridad, existe otra investigación paralela llevada a cabo por Claudia Rojas y expuesta en el proyecto de Brieto B., et al. (2019), se midió el parámetro biológico de unidades formadoras de colonias (UFC). Según sus resultados, realizados sobre el mismo suelo afectado por el incendio de 2017 con la aplicación del mismo guano de ave, a los seis meses del incendio se observa como existe una mayor respuesta de la cantidad de microorganismos que en los suelos con tratamiento SA, seguidos del tratamiento con SP que seguían siendo superiores a los valores de suelo quemado (SC) y los de referencia (SR).

De este modo se puede afirmar que la enmienda orgánica a base de guano de ave (SA), provee al suelo de un aporte de fracciones frescas de compuestos orgánicos que estimulan y mantienen las poblaciones de los microorganismos, que se mantiene durante ocho meses con unas poblaciones mejores que SC, SA y SP siendo óptimo su uso para acelerar la recolonización vegetal. Por último y no menos importante, cabe destacar la respuesta de los suelos del tratamiento SP, realizan un aporte

orgánico del propio mulch que ha mejorado la actividad de la microbiota, estimulada por esa degradación de los restos de paja y avena. De este modo SP es una alternativa para ayudar a la resiliencia de los ecosistemas edáficos ya que aporta mejoras respecto a SC a un coste más bajo que un tratamiento orgánico.



7. CONCLUSIONES Y PROYECCIONES FUTURAS

Una vez realizados los análisis y el estudio de los resultados, junto con la revisión de diversos trabajos sobre incendios y manejo post-incendio relacionados con las propiedades edáficas, así como del uso de enmiendas orgánicas, podemos proponer las siguientes conclusiones:

A) Tras el incendio, se observa una reducción en la mayoría de las propiedades estudiadas (exceptuando el Cu y la REB) del suelo control quemado (SC) respecto a los valores del suelo no afectado en el incendio (SR).

B) La adición de guano de ave ayuda a mejorar la calidad del suelo tras el incendio, observándose una mejora en la mayoría de las propiedades relacionadas con la fertilidad del mismo, principalmente P, MO, N, CE y los metales biodisponibles Cu, Fe y Zn. Además, la adición de guano de ave ha incrementado la actividad microbiana del suelo y la biomasa edáfica.

C) El segundo tratamiento post-incendio estudiado basado únicamente en el empleo de la capa de mulch (SP), ha incrementado los valores de forma positiva de MO y de los bioelementos Cu y Mn estudiados y las dos variables microbiológicas analizadas (REB y CBM) mostraron una mayor respuesta que SC.

En este estudio, como proyecciones futuras sería altamente interesante y recomendable realizar un seguimiento de los análisis realizados para evaluar si realmente la enmienda orgánica adicionada mantiene en el tiempo las mejoras observadas en las propiedades químicas y si realmente va a ser una mejora para las propiedades microbiológicas, influenciado por la materia orgánica y nutrientes. Este estudio ha demostrado que la aplicación de guano de ave es un tratamiento post-incendio que recupera de forma general las propiedades del suelo durante los 8 meses después de su aplicación, pero un monitoreo es necesario para poder recomendar este tratamiento de forma extensiva y ver cómo evoluciona el efecto de la materia orgánica fresca en el suelo.

8. BIBLIOGRAFÍA

Acea, M.J., Carballas, T. (1996). Changes in physiological groups of microorganisms in soil following wildfire. *FEMS Microbiology Ecology*: 20: pp [33-39]

Arcenegui V., Mataix-Soler J., Guerrero C., Zornoza R., Mataix-Beneyto J. y García-Orenes F. (2008). Immediate effects of wildfires on water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils. *Catena*, 74. pp [219-226]

Ascoli D., Moreira F., Safford H., Adams M.A., Moreno J.M., Pereira J.M., Catry F.X., Armesto J., Bond W., González M.E. y Curt T. (2020). Wildfire management in Mediterranean-type regions: paradigm change needed. *Environmental Research Letters*, 15. pp [1-5]

Badía D. y Martí C. (2003). Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. *Arid Land Research and Management* 17. pp [23-41]

Bárcenas-Moreno G., Rousk J. y Baath E. (2011). Fungal and bacterial recolonisation of acid and alkaline forest soils following artificial heat treatments. *Soil Biology and Biochemistry*. pp [1023-1033]

Brieto B., Fuenzalida P., Marín C., Pinochet C., Santana J. y Rojas C. (2019). Proyecto FPA 6-RE-002-2018: Recuperación de Salud de Suelos y su Implicancia en el Restablecimiento de Bosque Nativo Incendiado en Zonas del Secano de la VI Región. *Revista de divulgación*. pp [19-43]

Businelli D., Massaccesi L., Said-Pullicino D. y Gigliotti G. (2009). Long-term distribution, mobility and plant availability of compost-derived heavy metals in a landfill covering soil. *Science of the total Environment*. pp [1426-1435]

Cadenas, I., Mestre A. y Moreno M^a T. (2001). Estudio sobre la bondad del índice de riesgo de incendios forestales utilizado en la campaña nacional de apoyo a la lucha contra incendios. *Servicios de Aplicaciones Meteorológicas INM*. pp [1-6]

Carballas M., Acea M.J., Cabaneiro A., Trasar C., Villar M.C., Díaz-Raviña M., Fernández I., Prieto A., Saa A., Vázquez F.J., Zehner R. y Carballas, T. (1993). Organic matter, nitrogen, phosphorus and microbial population evolution in forest humiferous acid soils after wildfires. En: Trabaud, L. and Prodon, R. (Eds.), *Fire in Mediterranean Ecosystems*. pp. [379-385]

Choromanska, U. y De Luca, T.H. (2002). Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: Evaluation of post-fire effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 34. pp [263-271]

Cerdà, A. y Mataix-Solera J. (2009). Incendios forestales en España. *Ecosistemas terrestres y suelos. Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles*. Càtedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de Valencia, pp [25-53]

Certini G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. pp [1-10]

CONAF Corporación Nacional Forestal (2017). Análisis de la Afectación y Severidad de los Incendios Forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presentes entre las regiones de Coquimbo y Los Ríos de Chile. Informe Técnico. pp [47-56]

CONAF Corporación Nacional Forestal (2017). Incendios forestales en Chile. Ministerio de Agricultura. Gobierno de Chile. pp [1-4]

De la Barrera, F. Barraza F., Faviere P., Vannia Ruiz V. y Quense J. (2018). Megafires in Chile 2017: Monitoring multiscale environmental impacts of burned ecosystems. *Science of The Total Environment*. pp [1526-1536]

De Bano L.F., Eberlein G.E. y Dunn, P.H. (1979). Effects of burning on chaparral soils: I. Soil nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 43. pp [504-509]

Díaz-Raviña M., Prieto A., Acea M.J. y Carballas, T. (1992). Fumigation-extraction method to estimate microbial biomass in heated soils. *Soil Biology & Biochemistry* 24. pp [259-264]

Fernández I., Cabaneiro A. y Carballas, T. (1997). Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology & Biochemistry*, 29. pp [1-11]

Fernández I., Morales N., Olivares L., Salvatierra J., Gómez M. y Montenegro G. (2010). Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago. pp [31-60]

Fierer N. (2017). Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome. *Nat Rev Microbiol*, 15. pp [579-590]

Fletcher W.J. y Zielhofer C. (2013). Fragility of Western Mediterranean landscapes during Holocene. *Rapid Climate Changes*. pp [16-29]

García-Orenes F., Morugán-Coronado A., Zornoza R. y Scow, K. (2013). Changes in soil microbial community structure influenced by agricultural management practices in a Mediterranean agro-ecosystem. *PloS One* 8, pp [1-8]

García-Carmona M., Romero-Freire A., Sierra M., Martínez F.J. y Martín F.J (2017). Evaluation of remediation techniques in soil affected by residual contamination with heavy metals and arsenic. *Jornal of Enviroment Managment*. pp [226-236]

González-Pérez J., Francisco J., González-Vila F.J., Almendros G. y Knicker H. (2004). The effect of fire on soil organic matter: a review. *Enviroment International*. pp [855-870]

Guerrero C., Gómez I., Mataix-Solera J. M., Moral R., Beneyto J. M. y Hernández M.T. (2000). Effect of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments. pp [410-414]

Gómez-González S., González M.E., Paula S., Díaz-Hormazábal I., Lara A. y Delgado-Baquerizo M., (2019). Temperature and agriculture are largely associated with fire activity in Central Chile across different temporal periods. *Forest Ecology and Management* 433. pp [535-543]

González, M.E., Sapiains, R., Gómez-González, S., Garreaud, R., Miranda, A., Galleguillos, M., Jacques, M., Pauchard, A., Hoyos, J., Cordero, L., Vásquez, F., Lara, A., Aldunce, P., Delgado, V., Arriagada, Ugarte, A.M., Sepúlveda, A., Farías, L., García, R., Rondanelli, R., J., Ponce, R., Vargas, F., Rojas, M., Boisier, J.P., C., Carrasco, Little, C., Osses, M., Zamorano, C., Díaz-Hormazábal, I., Ceballos, A., Guerra, E., Moncada, M., Castillo, I. (2020). Incendios forestales en Chile: causas, impactos y resiliencia. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2, Universidad de Chile, Universidad de Concepción y Universidad Austral de Chile. pp [7-11, 19-27, 39-46 y 58-62 y 76-80]

Guerrero C., Gómez I. y Mataix-Solera J. (2007). Uso de enmienda en la restauración de suelo quemados. *Caja Mediterráneo, CEMACAM Font Roja-Alcoi*, 5. pp [121-140]

Guerrero C., Gómez I., Moral R., Mataix-Solera J., Mataix-Beneyto J. y Hernández T. (2001). Reclamation of a burned forest soil with municipal waste compost: macronutrient dynamic and improved vegetation cover recovery. pp [221-227]

Guerrero C., Mataix-Solera J., Rodríguez F., García-Orenes F., Gómez I. y Moral R. (2003). Carbono microbiano edáfico en suelos afectados por fuego y enmendados con diferentes residuos orgánicos. *Edafología*, Vol. 10 (2). pp [185-190]

González-Ubierna S., Jorge-Mardomingo I., Carrero-González B., De la Cruz M.T y Casermeiro, M.Á. (2012). Soil organic matter evolution after the application of high doses of organic amendments in a Mediterranean calcareous soil. *Journal of Soils and Sediments* 12. pp [1257-1268]

Haynes R.J. (2005). Labile Organic Matter fractions a Central Components of the Quality Agricultural Soils: An Overview. *Discipline of Soils Science, School of Applied Environmental Science, University of Natal, Pietermaritzburg, South Africa*. pp [222-232]

Hernández T., García C., Reinhardt I. (1997). Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 25. pp [109-116]

Hoover N.L., Law J.L., Longa L.A., Ramesh S. Kanwar R.S. y Soupird M.L. (2019). Long-term impact of poultry manure on crop yield, soil and water quality, and crop revenue. pp [1-9]

Hueso-González P., Martínez-Murillo J. F. y Ruiz-Sinoga J.D. (2018). Prescribed fire impacts on soil properties, overland flow and sediment transport in a Mediterranean forest: A 5 year study. pp [1480-1489]

Hueso-González P., Muñoz-Rojas M. y Martínez-Murillo J.F. (2018). The role of organic amendments in drylands restoration, *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5. pp [1-6]

Keeley, J. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. pp [116-126]

Kowalijow E. y Mazzarino M.J. (2017). Restauración del suelo en la Patagonia semiárida: respuesta química y biológica a diferentes calidades de compost. *Soil Biology and Biochemistry*, 39. pp [1580-1588]

Kozłowski, T. T. (Ed.). (2012). *Fire and ecosystems*. Amsterdam, Elsevier pp [45-52]

Lin Y., Watts D.B., van Santen E., y Cao, G. (2018). Influence of poultry litter on crop productivity under different field conditions: a meta-analysis. *Agron*, 110. pp [807–818]

Lorimo J.C., y Xin H. (1999). Manure production and nutrient concentrations from high-rise layer houses. *Applied Engineering in Agriculture*, 15. pp [337–340]

Marañón-Jiménez S., Castro J., Kowalski A. S., Serrano-Ortiz P, Reverter B.R., Sánchez-Cañete P.E. y Zamora R. (2011). Post-fire soil respiration in relation to burnt wood management in a Mediterranean mountain ecosystem. *Forest Ecology and Management* 261. pp [1436-1447]

Mataix-Solera J. (1999). Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Universidad de Alicante, tesis Doctoral 333. pp [173-185, 202-225, 243-245]

Mataix-Solera J., Cerdà A., Arcenegui V., Jordán A. y Zavala L.M. (2011). Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth-Science Reviews*, 109. pp [44-60]

Mataix-Solera J., Gómez I., García, F., Navarro Pedreño J. y Mataix J. (1996). Degradation of a burnt forest soil: Evolution of organic matter and aggregate stability. *First European Conference on Erosion Control*. pp [35-48]

Mataix-Solera J., Moltó A., Guerrero C., Navarro-Pedreño J., Moral R. y Gómez I. (2001). Aplicación de un compost de lodo a un suelo forestal quemado. Efecto en los contenidos de N, P, K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn y B en *Brachypodium phoenicoides* Ed: Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Granada. pp [374-379]

McWethy D.B., Pauchard A., García R.A., Holz A., González M. E., Veblen T.T., Stahl J. y Currey B. (2018). Landscape drivers of recent fire activity (2001-2017) in south-central Chile. *PLOS ONE*. pp [1-15]

Montealegre, A. L., Lamelas, M. T., Tanase M. A. y de la Riva J. (2017). Estimación de la severidad en incendios forestales a partir de datos LiDAR-PNOA y valores de Composite Burn Index. *Revista de teledetección*, 49. pp [1-6]

Montorio R., Pérez-Cabello F., García-Martín A., Vlassova L., Fernández J. (2014). La severidad del fuego: revisión de conceptos, métodos y efectos ambientales, en: *Geoecología, cambio ambiental y paisaje*, Universidad de La Rioja. pp [427–440]

Naveh, Z. (1974). Effects of the fire in the Mediterranean Region. En: Fire and Ecosystems. Kozlowski, T.T. Ahlgren, C.E. Ed. Academic Press. pp [401-412]

Neary D.G., Klopatek C. C., De Banoc L.F. y Folliott P.F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. Forest Ecology and Management. pp [51-64]

Pausas, J.G., Llovet, J., Rodrigo, A. y Vallejo, R. (2009). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? A review. International Journal of Wildland Fire 17, pp [713-723]

Pausas J.G. y Verdú M. (2005). Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean Basin: A phylogenetic approach. Oikos 109, pp [196-202]

Prieto-Fernández A., Acea M.J. y Carballas T. (1998). Soil microbial and extractable C and N after wildfire. Biology and Fertility of Soils. pp [132-142]

Rhoades, C.C., Minatre K.L., Pierson D.N., Fegel T.S., Cotrufo M.F. y Kelly E.F., (2017). Examining the potential of forest residue-based amendments for post-wildfire rehabilitation in Colorado, USA. Scientifica. Pp [27-34]

Saa A., Trasar-Cepeda M.C., Gil-Sotres F. y Carballas T. (1993). Changes in soil phosphorus and acid phosphatase activity immediately following forest fires. Soil Biology & Biochemistry 25. pp [1223-1230]

Shlisky A., Waugh J., Gonzalez P., Gonzalez M., Manta M., Santoso H., Alvarado E., Ainuddin Nuruddin A., Rodríguez-Trejo D.A., Swaty R., Schmidt D., Kaufmann M., Myers R., Alencar A., Kearns F., Johnson D., Smith J., Zollner D. y Fulks W. (2007). Fire, Ecosystems and People: Threats and Strategies for Global Biodiversity Conservation. The Nature Conservancy. pp [2-8]

Turco M., Llasat M^a C., Von Hardenberg, J. y Provenzale A. (2012). Impact of climate variability on summer fires in a Mediterranean environment (northeastern Iberian Peninsula). PREDFIRE Project. pp [665-678]⁹³³

Ulery A.L., Graham R.C. y Amrhein C. (1993). Wood-Ash composition and soil pH following intense burning. Soil Science 156. pp [358-364]

Úbeda, X. (1998). Efectes de les diferents intensitats de foc, durant els incendis forestals, en els paràmetres físico-químics del sòl i en l'increment de l'escolament i l'erosió. Universitat de Barcelona, Tesis doctoral. pp [25-42]

Úbeda X. y Sarricolea P. (2016). Wildfires in Chile: A review. Global Planet Chang, 146. pp [152-161] - Van Wagtenonk J. W., Root R. R. y Key C. H. (2004). Comparison of AVIRIS and Landsat ETM+ detection capabilities for burn severity. Remote Sensing of Environment, 92. pp [397-408]

Wrinkler J. S. y Del Castillo Pantoja G. (2019). Cambio climático y desastres socio-naturales. Desafío para Chile y sus fuerzas armadas. Revista Política y Estrategia, University of Chile. Nº. 133 pp [53-95]