



Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Escuela para Graduados

**REMEDIACIÓN DE SUELOS DE CÓRDOBA
AFECTADOS POR INCENDIOS: ANÁLISIS DE LAS
VARIACIONES DE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS**

Andrea Inés Rubenacker

Tesis

Para optar al Grado Académico de

Doctora en Ciencias Agropecuarias

Córdoba, 2021

REMEDIACIÓN DE SUELOS DE CÓRDOBA AFECTADOS POR INCENDIOS: ANÁLISIS DE LAS VARIACIONES DE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS

Andrea Inés Rubenacker

Comisión Asesora de Tesis

Directora: Dra. Silvia B. CEPPI

Asesores: Dr. Celso C. CAMUSSO

Dr. Omar BACHMEIER

Tribunal Examinador de Tesis

.....
.....
.....

Presentación formal académica

Fecha:

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Universidad Nacional de Córdoba



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons
Atribución – No Comercial – Sin Obra Derivada 4.0 Internacional.

AGRADECIMIENTOS

A mis hijasFranca y Maite

A la Dra. Silvia Ceppi, directora de esta tesis, por ser un ejemplo a seguir en lo personal y laboral, por dedicarme su tiempo, su confianza, y brindarme herramientas materiales e intelectuales para el desarrollo como investigadora.

Al Dr. Celso Camusso, asesor de esta tesis, por darme su apoyo desde un comienzo y brindarme caminos para llegar a desarrollar cada una de las partes de este proyecto.

Al Dr. Omar Bachmeier, asesor de esta tesis, por sus aportes invaluable en este largo trayecto de investigación.

A SeCyT (FCA y UNC).

A la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Córdoba (UNC-FCA).

A la Ing. Agr. MSc Cecilia Vettorello, Ing. Agr. Carla Dionisi y Ing. Agr. Dra. Elizabeth Pozzi, por su amistad y apoyo incondicional.

.

A mi familia y amigos, por ayudarme, acompañarme y apoyarme durante este camino.

RESUMEN

El fuego es un elemento natural que forma parte de los fenómenos que modelan el paisaje; el calentamiento y las condiciones de sequía asociadas con el cambio climático global pueden favorecerlos. La degradación del suelo por incendios puede afectar la dinámica de la materia orgánica del suelo (MOS), cambiando su cantidad y calidad, a corto y largo plazo; puede modificar la estructura del suelo por agregación/desagregación, así como los procesos de volatilización-mineralización de nutrientes, la repelencia del suelo al agua (hidrofobicidad, W_r), entre otras. La presencia de hidrofobicidad se relaciona con las características edáficas, la humedad y la vegetación presente en los sitios estudiados; en suelos cultivados puede mejorar la estructura cuando se presenta en valores bajos y favorece el secuestro de C del suelo. Por lo tanto, es necesario proponer estrategias de remediación para suelos afectados por incendios, como la aplicación de materiales compostados, entre otras. El objetivo de esta tesis fue analizar los cambios causados por el fuego en suelos de la provincia de Córdoba, y el efecto de una remediación con una enmienda orgánica. Los estudios se llevaron a cabo en suelos quemados con distintos restos vegetales, sus testigos, y enmendados. Se observó que los sitios forestales afectados por incendios presentaron cambios importantes en las propiedades físico-químicas, en el tamaño de partícula y en fracciones de carbono. El sitio M-Q (monte nativo quemado) desarrolló W_r presentando aumento de la Fap (fracción apolar) y la AS (estabilidad de los agregados). Después de la remediación, se cuantificó un incremento en la proporción de fracciones de carbono (CSH, CAF y CAH) en todos los tratamientos. En ambos sitios leñosos (monte y pinar) la W_r restauró la condición previa al incendio (M-T y P-T); similar tendencia se observó en Mz-Q (sitio con rastrojo de *Zea mays L.* quemado). La evolución natural del sitio P-Q (pinar quemado) mostró mejores resultados que la restauración con enmienda en los tiempos evaluados, por lo tanto, la propuesta fue ineficiente en este ensayo. Los ácidos húmicos (AH) extraídos de suelos forestales mostraron cambios más importantes en sus características que los AH de sitios agrícolas.

Palabras clave: suelos forestales y agrícolas, incendios, enmienda.

ABSTRACT

Fire is a natural factor that contributes to the shaping of the landscape; *warming* and drought conditions associated with global climate change may promote this process. The soil degradation by fire might change the dynamics of the organic matter, its quantity and quality, at short or long periods of time, also modifying the soil structure by aggregation-disaggregation process, nutrients volatilization-mineralization, soil water repellency (hydrophobicity, W_r), among others. The presence of hydrophobicity is related to the edaphic characteristics, humidity and vegetation present in the sites studied; in cultivated soils, low W_r values could improve soil structure and promotes the soil C sequestration. Therefore, it is necessary to propose remediation strategies for burned soils, like the composted material application. The aim of this thesis work was to analyze the changes in agricultural and forest soils from Córdoba province triggered by fire and the effect of an organic amendment application in order to soil remediation. The studies were performed in burned soils with different vegetation remains, unburned soil and amended soil. It was observed that fire-affected forest sites showed significant changes in physico-chemical properties, particle size and carbon fractions. The M-Q site (burned native forest) developed W_r with an increase in F_{ap} (apolar fraction) and AS (aggregate stability). After the remediation, an increase in the proportion of carbon fractions (CSH, CAF and CAH) was quantified in all treatments. In both woody sites (forest and pine forest) with respect to W_r , the pre-fire condition was restored (M-T and P-T); a similar trend was observed in Mz-Q (site with burnt *Zea mays L.* fallow). The natural evolution of the P-Q site (burned pine forest) showed better results than the restoration with amendment in the times evaluated, therefore, the proposal was inefficient in this trial. Humic acids (HA) extracted from forest soils showed more important changes in their characteristics than HA from agricultural sites.

Key words: burned forest and agricultural soils, amended soils

ÍNDICE	Página
RESUMEN	III
ABSTRACT	IV
ÍNDICE DE TABLAS	VII
ÍNDICE DE IMÁGENES	VII
ÍNDICE DE FIGURAS	IX
LISTA DE ABREVIATURAS	XII
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN A LA PROBLEMÁTICA DE LOS INCENDIOS EN SUELOS DE CÓRDOBA (ARGENTINA)	1
Objetivos generales	14
Objetivos específicos	14
Estructura de la tesis	15
Bibliografía	16
CAPÍTULO 2: EN CÓRDOBA ¿LOS INCENDIOS, MODIFICAN LAS PROPIEDADES EDÁFICAS? DIAGNÓSTICO	
Introducción	21
Materiales y métodos	26
Resultados y discusión	38
Conclusiones	66
Bibliografía	68
CAPÍTULO 3: REMEDIACIÓN: ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN DE PARÁMETROS EDÁFICOS LUEGO DE LA APLICACIÓN DE UNA ENMIENDA A SUELOS AFECTADOS POR INCENDIOS	
Introducción	79

Materiales y métodos	83
A) Incubaciones en laboratorio	83
B) Ensayos en invernadero	86
Resultados y discusión	88
A Incubaciones en laboratorio	88
B) Ensayos en invernadero	111
Conclusiones	119
Bibliografía	122
CAPÍTULO 4: CASO PARTICULAR DE ÁCIDOS HÚMICOS DE	
SUELOS AFECTADOS POR INCENDIOS	
Introducción	128
Materiales y métodos	132
Características espectroscópicas	132
Titulaciones potenciométricas	134
Análisis térmico	135
Resultados y discusión	
Análisis elemental y propiedades espectroscópicas UV-Visible	136
Propiedades ácido-base	139
Análisis térmico	152
Aspectos relevantes	162
Conclusiones	164
Bibliografía	166
CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES GENERALES	170
FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN	174

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Propiedades químicas de los suelos T y afectados por incendios Q.	40
Tabla 2.2. Propiedades físicas y físico-químicas de los suelos T y Q.	45
Tabla 3.1. Características químicas del compost.	85
Tabla 4.1. Composición elemental (libre de cenizas y humedad), propiedades espectroscópicas, relaciones atómicas y contenido de cenizas de los AH.	137
Tabla 4.2 Contenido de grupos funcionales ácidos (fuertes: σ -COOH (F), débiles: R-COOH (D) y OH fenólicos) calculados por integración de la superficie bajo cada máximo de la curva derivada (d-Q/dpH) de cada curva de titulación.	140

ÍNDICE DE IMÁGENES

Imagen 1.1. Incendios desarrollados en Argentina en el año 2009.	2
Imagen 1.2. Incendios en Sierras Chicas de Córdoba.	3
Imagen 1.3. Incendios en suelos con cultivos de maíz y soja bajo siembra directa.	3
Imagen 1.4. Incendios en sitios forestales implantados y con especies nativas.	4
Imagen 1.5. Distribución de focos de incendios a nivel nacional en 2020.	5
Imagen 1.6 Incendios en la provincia de Córdoba (Argentina), registrados en el mes de Septiembre de 2020.	6
Imagen 1.7 Áreas de la prov. de Córdoba afectadas por incendios 2020.	7
Imagen 1.8. Incendios en la provincia de Córdoba en el año 2020.	10
Imagen 2. 1. Tamaño de las principales partículas del suelo.	57
Imagen 2. 2. Niveles de jerarquía de los agregados del suelo.	58

Imagen 3.1. Estabilidad de agregados en P-T y en P-Q.	102
Imagen 3.2 Ejemplo de Hidrofobicidad en un suelo afectado por incendios.	104
Imagen 3.3 Hidrofobicidad del suelo P-Q.	112
Imagen 3.4 A Emergencia de plántula en suelo afectado por incendios enmendado.	117
Imagen 3.4 B Desarrollo de biomasa en M-Q y M-Qenm.	117
Imagen 3.4 C Desarrollo de biomasa en P-Q y P-Q enm.	117

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 2.1. Gráfico de ACP de especies leñosas: pinar y monte nativo, T y Q.	53
Fig. 2.2 Gráfico de ACP de lotes agrícolas: maíz y soja, T y Q.	56
Fig 2.3 Frecuencia de dispersión de tamaño de partícula en pinar testigo y quemado (P-T; P-Q).	62
Fig. 2.4 Frecuencia de dispersión de tamaño de partícula en monte nativo testigo y quemado (M-T; M-Q).	63
Fig. 2.5 Frecuencia de dispersión de tamaño de partícula en lote agrícola de maíz testigo y quemado (Mz-T; Mz-Q).	64
Fig. 2.6 Frecuencia de dispersión de tamaño de partícula en lote agrícola de soja testigo y quemado (S-T; S-Q).	65
Fig. 3.1 Evolución en el valor de pH de los tres sitios enmendados durante el tiempo del ensayo (15 meses).	89
Fig. 3.2 Evolución del contenido de P _{ext} de los tres sitios enmendados durante el tiempo del ensayo (15 meses).	90
Fig. 3.3 Evolución del contenido de N _t de los tres sitios enmendados durante el tiempo del ensayo (15 meses).	91
Fig. 3.4 Evolución del Cox para los tres sitios enmendados durante el tiempo del ensayo (15 meses).	92
Fig. 3.5 Evolución del contenido de carbono de sustancias húmicas de los suelos enmendados durante el tiempo del ensayo (15 meses).	94
Fig 3.6 Evolución del contenido de carbono de ácidos fúlvicos de los suelos enmendados durante el tiempo del ensayo (15 meses).	95
Fig 3.7 Evolución del contenido de carbono de los ácidos húmicos de los tres suelos enmendados durante el tiempo del ensayo (15 meses).	96
Fig. 3.8 Cambios en P, M y Mz enmendados en ACP luego de 30 días(t1).	100
Fig. 3.9 Cambios en P, M y Mz enmendados en ACP luego de 6 meses (t2).	100
Fig. 3.10 Cambios en P, M y Mz enmendados en ACP luego de 15 meses (t3).	100
Fig 3.11 Evaluación de los cambios en %AS en M-T, M-Q y en M-Q enm después de 30 días (t1).	101

Fig 3.12 Evaluación de los cambios en %AS en Mz-T, Mz-Q y en Mz Q enm luego de 30 días (t1).	102
Fig. 3.13 Evaluación de los cambios en %AS en P-T, P-Q y P-Q enm luego 30 días de la aplicación de la enmienda.	103
Fig 3.14 Suelos que desarrollaron hidrofobicidad.	105
Fig 3.15 Humectabilidad de los suelos P-T, P act, y P-Q enm.	106
Fig 3.16 Humectabilidad de los suelos Mz-T, Mz-Q, y Mz-Q enm.	107
Fig 3.17 Humectabilidad de los suelos M-Q y M-Q enm.	107
Fig. 3.18 Variación de la hidrofobicidad con el tiempo en P.	108
Fig 3.19 Cambios en %AS en P.	109
Fig. 3.20 %AS y la relación con Fap (lípidos) en P.	111
Fig. 3.21 Porcentaje de emergencia en tres momentos en P.	113
Fig. 3.22 Porcentaje de emergencia en tres momentos en M.	113
Fig. 3.23 Porcentaje de emergencia en tres momentos en Mz.	113
Fig. 3.24 Altura alcanzada a los 30 días en P.	115
Fig. 3.25 Altura alcanzada a los 30 días en M.	115
Fig. 3.26 Altura alcanzada a los 30 días en Mz.	115
Fig. 3.27 Biomasa desarrollada en 30 días en P.	117
Fig. 3.28 Biomasa desarrollada en 30 días en M.	117
Fig. 3.29 Biomasa desarrollada en 30 días en Mz.	117
Fig. 4.1 Desarrollo de cargas vs pH en el sitio P.	141
Fig. 4.2 Primera derivada de carga vs pH para el sitio P.	142
Fig. 4.3 Desarrollo de carga vs pH en el sitio M.	144
Fig. 4.4 Primera derivada de carga vs pH para el sitio M.	145
Fig. 4.5 Desarrollo de carga vs pH en el sitio M.	147
Fig. 4.6 Primera derivada de carga vs pH para el sitio Mz.	148
Fig. 4.7 Desarrollo de carga vs pH en el sitio S.	150
Fig. 4.8 Desarrollo de carga vs pH en el sitio S.	151
Fig 4.9 Curvas de DTG del sitio P.	153
Fig. 4.10 Curva de DTA del sitio P.	155
Fig 4.11 Curva de DTG del sitio M.	156
Fig. 4.12 Curva del DTA del sitio M.	157

Fig. 4.13 Curva de DTG del sitio Mz .	158
Fig. 4.14 Curva de DTA del sitio Mz.	159
Fig. 4.15 Curva de DTG del sitio S.	160
Fig. 4.16 Curva de DTA del sitio S.	161

LISTA DE ABREVIATURAS

Ha	Hectárea
BUI	Indice de combustible
MO	Materia orgánica
Wr	Hidrofobicidad
pH	pH
AF	Ácidos fúlvicos
AH	Ácidos húmicos
C	Carbono
N	Nitrógeno
P	Fósforo
AS	Porcentaje de agregados estables
SH	Sustancias húmicas
MOS	Materia orgánica del suelo
Pext	Fósforo extractable
SO	Sudoeste
NO	Noreste
N	Número de muestras
CE	Conductividad eléctrica
dSm ⁻¹	Decisiemens por metro
>	Mayor
Nt	Nitrógeno total
Nm	Nanometros
Cox	Carbono oxidable
H ₃ PO ₄	Acido fósforico
Cr ⁺⁶	Cromo más seis
COT	Carbono orgánico total
CIC	Capacidad de intercambio catiónico
CSH	Carbono de sustancias húmicas
CAH	Carbono de ácidos húmicos
CAF	Carbono de ácido fúlvicos

FL	Fracción liviana
H ₂ SO ₄	Acido sulfúrico
INa	Ioduro de sodio
Fap	Fracción apolar
Na ₂ SO ₄	Sulfato de sodio
P-Q	Sitio de bosque de pinar afectado por incendios
M-Q	Sitio de bosque nativo afectado por incendios
M-T	Sitio de bosque nativo
Mz-Q	Sitio bajo siembra directa de maíz afectado por incendios
S-Q	Sitio bajo siembra directa de soja afetado por incendios
Na ⁺	Catión sodio
K ⁺	Catión potasio
ACP	Análisis de Componentes Principales
PSD	Distribución del tamaño de partícula
HM	Método hidrométrico
LDA	Análisis de difracción laser
µm	Micrómetro
P-Qenm	Sitio de pinar afectados por incendios enmendados
M-Qenm	Sitio de bosque nativo afectado por incendios enmendado
Mz-Qenm	Sitio de barbecho de maíz afectado por incendios enmendado
Mg	Megagramo
t1	Tiempo transcurrido luego de la aplicación de la enmienda: 1 mes
t2	Tiempo transcurrido luego de la aplicación de la enmienda: 6 meses
t3	Tiempo transcurrido luego de la aplicación de la enmienda: 15 meses
Pact-Q	Suelo quemado anteriormente y muestreado nuevamente luego de dos años
T	Testigo
Q	Afectado por incendios
Na(OH)	Hidróxido de sodio
A	Absorbancia
E2/E4	Relación de valores de absorbancias = A 280nm/A 460nm
AHP-T	Acidos húmicos extraídos del sitio de pino testigo
AHP-Q	Acidos húmicos extraídos del sitio de pino quemado

AHM-T	Acidos húmicos extraídos del sitio de bosque nativo testigo
AHM-Q	Acidos húmicos extraídos del sitio de bosque nativo quemado
AHMz-T	Acidos húmicos extraídos del sitio de barbecho de maíz testigo
AHMz-Q	Acidos húmicos extraídos del sitio de barbecho de maíz quemado
AHS-T	Acidos húmicos extraídos del sitio de barbecho de soja testigo
AHS-Q	Acidos húmicos extraídos del sitio de barbecho de soja quemado
K(OH)	Hidróxido de potasio
ClK	Cloruro de potasio
S	Azufre
Λ	Longitud de onda
NaHCO ₃	Bicarbonato de sodio
TG	Termogravimetría
DTA	Análisis térmico diferencial
DTG	Derivada deTG: unidades de % masa perdida vs. °C ⁻¹
HCl	Acido clorhídrico
R1	relaciona la pérdida de masa asociada a la segunda con la primera reacción exotérmica
T 50	Temperatura a la cual el 50 % de la masa es perdida

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN A LA PROBLEMÁTICA DE LOS INCENDIOS EN SUELOS DE CÓRDOBA (ARGENTINA)

Los incendios, a pesar de ser un agente ecológico natural que ha intervenido en la modificación de los ecosistemas desde hace millones de años, son uno de los principales problemas ambientales en distintos lugares de Europa, América y Australia. Han cobrado una mayor importancia desde finales de la década de los 70, al avanzar la deforestación y la introducción de nuevas tecnologías; al presentarse a escala humana y regional, el efecto de un incendio es heterogéneo (Bodi *et al*, 2012).

En muchos casos, los accidentes y el deficiente conocimiento en el uso del fuego determinan que la mayoría de los incendios en el mundo sean causados por actividades humanas (PNMF, 2009). Además, el calentamiento y las condiciones de sequía asociadas con el cambio climático global pueden favorecer el incremento de las áreas afectadas por los incendios (Certini, 2005).

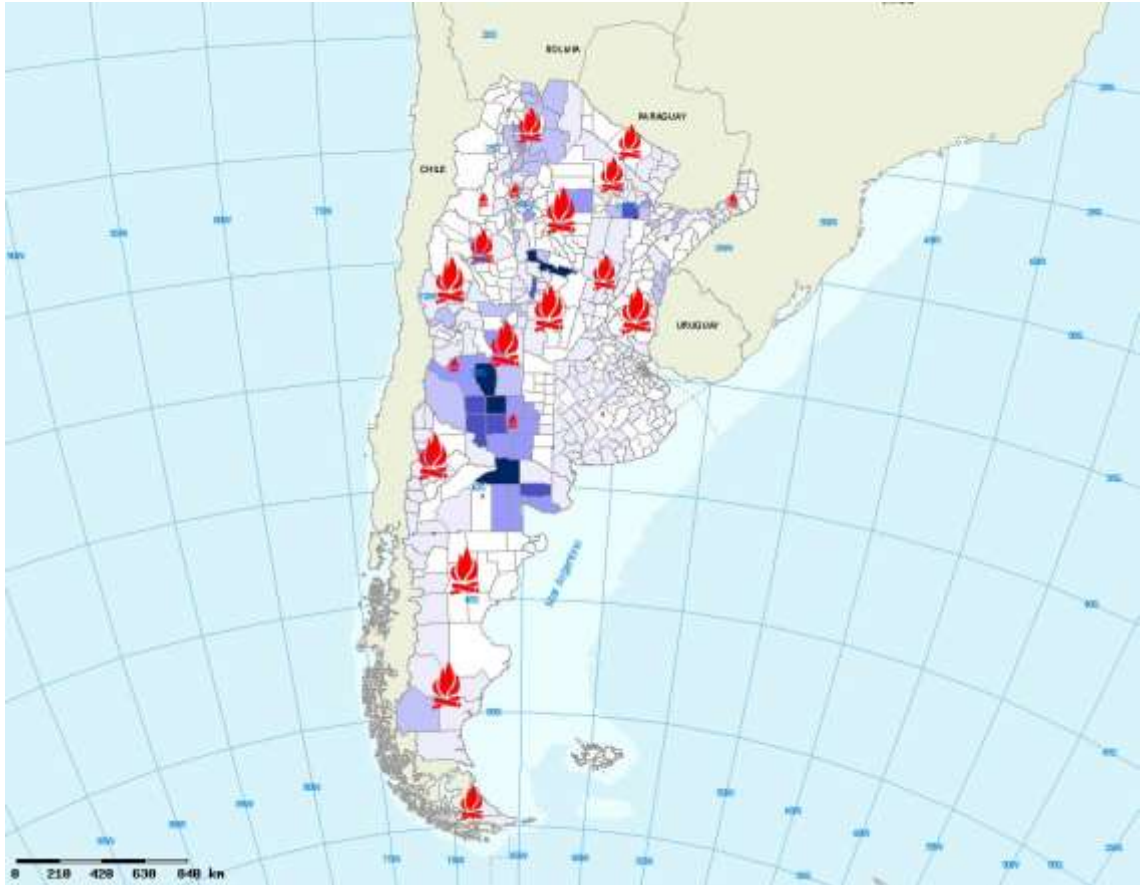


Imagen 1.1. Incendios desarrollados en Argentina en el año 2009

Una sucesión de incendios de variable magnitud se presentan habitualmente en el noreste de la provincia de San Luis, produciendo varios focos en el sudoeste de la provincia de Córdoba, a ambos lados de la Sierra de los Comechingones, afectando principalmente los departamentos de Río Cuarto, Calamuchita y Punilla, entre otras zonas (Imagen 1.1). Los incendios ocurridos en la provincia de Córdoba en el año 2009 afectaron la zona que corresponde a formaciones boscosas del Parque Chaqueño; la superficie quemada fue de alrededor de 100.000 ha (UMSEF, 2010) (Imagen 1.1 y 1.2).



Imagen 1.2. Incendios de las Sierras de Córdoba.

Las respuestas de los ecosistemas a los incendios dependen de la liberación de energía que se produce cuando el fuego consume la materia orgánica disponible, supeditado a la cantidad y características del combustible vegetal presente; teniendo en cuenta además la pendiente, orientación, altitud, climatología, entre otros factores (Imagen 1.2) (Calvo *et al.*, 2008). Los factores mencionados influyen en la dinámica de propagación del fuego, la cual, dependiendo de las características previas del suelo, determinará la severidad del incendio. (Lentile *et al.*, 2006).



Imagen 1.3. Incendios en suelos con cultivos de maíz y soja bajo siembra directa (Rubenacker y Ceppi, 2018)

En la provincia de Córdoba, los incendios que más superficie afectaron fueron los de los años 2009 y 2013, con más de 100.000 ha cada año respectivamente, perjudicando en este último año (2013) más de 25.000 ha de bosque nativo y 7.000 ha de cultivos (Imagen 1.3) (SMN y PPMF, 2014).



Imagen 1.4. Incendios en suelos de zonas forestales implantadas y nativas (Rubenacker y Ceppi, 2018)

Rubenacker *et al.*, (2012) evaluaron como las variables edáficas de los primeros centímetros de suelos forestales de Córdoba fueron afectadas por incendios (Imagen 1.4).

Los incendios en el año 2020 (Imagen 1.5) se presentaron con condiciones climatológicas especiales. Hasta el mes de julio del 2020, se presentó un marcado déficit hídrico, especialmente sobre el centro y sur de la provincia de Córdoba. El monitoreo de las condiciones hasta mediados de agosto mostraba amplias zonas con más de 100 días sin precipitaciones, como por ejemplo, la zona serrana de las provincias de Córdoba, San Luis y San Juan. Las temperaturas registradas fueron hasta 4°C superiores a las medias correspondientes a comienzo del mes de agosto. Debido a la ausencia de precipitaciones, el índice de combustible disponible (BUI, por sus siglas en inglés: **Build Up Index**, que indica la cantidad de combustible vegetal disponible para la propagación del incendio) de todas las estaciones de referencia se mantiene en valores similares o superiores a los máximos históricos.



Imagen 1.5 Distribución de focos de incendios a nivel nacional en 2020 (Firms, Fire Information for Resource Management System) de la Nasa.

La actividad de fuego de la región en el mes de agosto se vio reflejada en la cantidad de focos de calor observados (Imagen 1.5 y 1.6), la cual fue superior al promedio de los últimos 5 años en Córdoba, San Luis y San Juan.



Imagen 1.6 Incendios en la provincia de Córdoba, Argentina, registrados en el mes de septiembre de 2020 (FIRMS-NASA)

Desde el mes de julio de 2020, una serie de incendios forestales afectaron a más de 300.000 ha de la provincia de Córdoba (Argentina). El fuego continuó expandiéndose durante tres meses, afectando más de 90.000 ha en la vecina provincia de San Luis, y en las últimas semanas del mes de agosto se desarrollaron los incendios que involucraron la mayor superficie. El incendio de mayor extensión comenzó en áreas montañosas del Departamento Ischilín y luego se extendió hacia el Valle de Ongamira y el norte del Departamento Punilla. Durante el mes de noviembre de 2020 continuaban focos activos en la zona de Traslasierra (Villa Cura Brochero, Salsacate). En el departamento San Alberto, empezaron nuevos focos el 2 de noviembre de 2020. Se estiman unas 320.000 ha quemadas hasta el 6 de noviembre del 2020 (Imagen 1.6 y 1.7). En total se reportaron 9 focos de incendios en la provincia de

la Rioja, 1 en la provincia de San Juan, 2 en provincia de San Luis y 34 focos en la provincia de Córdoba; en esta última provincia ocurrieron simultaneidad de incendios de comportamiento extremo (USSN de Manejo del Fuego, 2020; Incendios Córdoba, 2020).

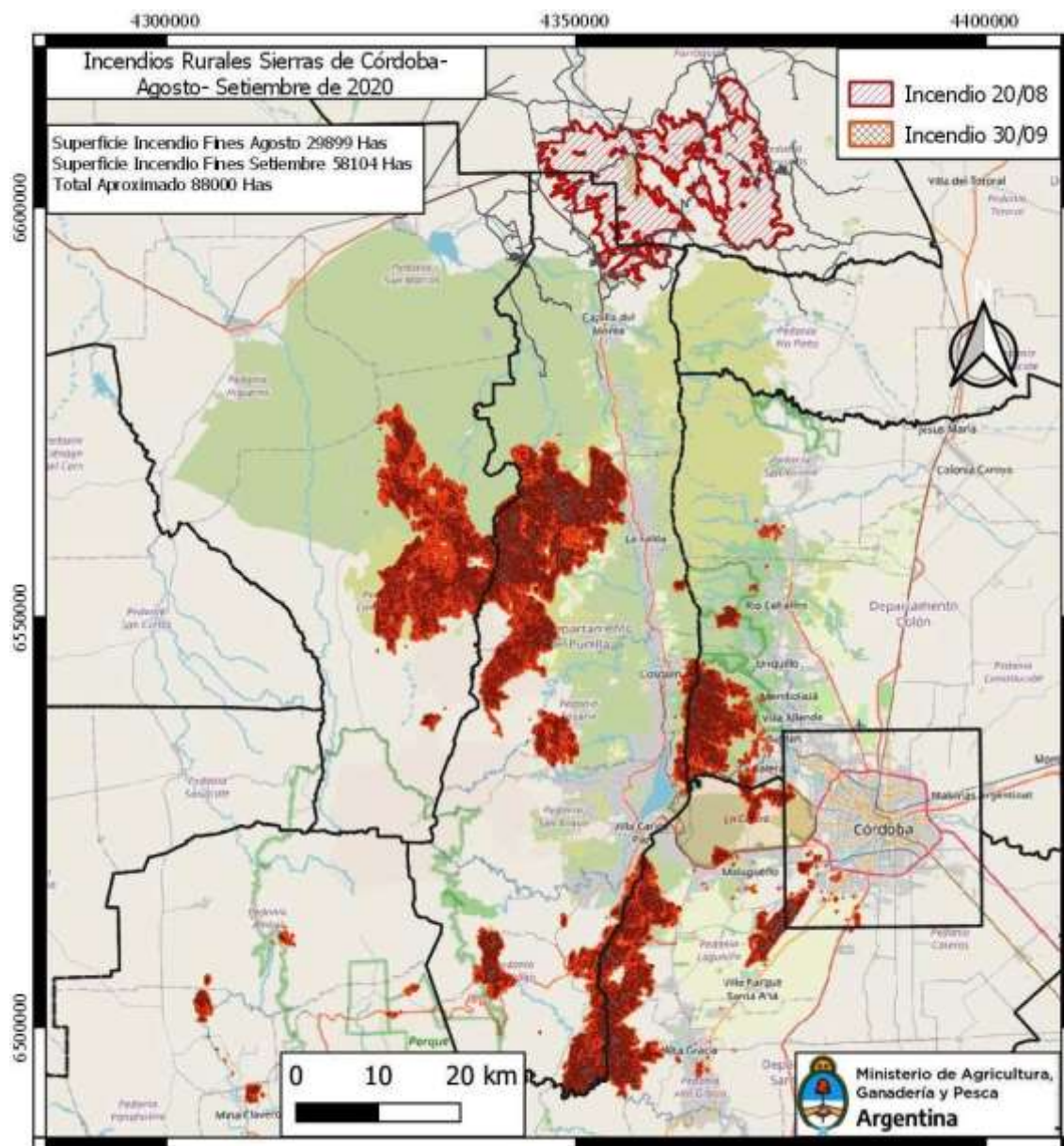


Imagen 1.7 Áreas específicas de la provincia de Córdoba afectadas por incendios. En el año 2020.

Entre las propiedades del suelo que pueden ser afectadas por el fuego y que dependen de su severidad, es decir, la máxima temperatura alcanzada y el tiempo de duración del evento, se pueden mencionar: alteración del contenido y composición de la materia orgánica (MO) (Csimczik y Masiello, 2007; Knicker, 2007), desnaturalización de proteínas, cambios en la estructura de la comunidad microbiana, procesos de volatilización-mineralización de nutrientes, mortalidad de semillas, repelencia del suelo al agua (hidrofobicidad, W_r), agregación-desagregación de las partículas de suelo, entre otras (Mataix-Solera *et al.*, 2007). Distintos restos vegetales superficiales caracterizan las posibles modificaciones en las variables edáficas de suelos afectados por incendios en la provincia de Córdoba, Argentina (Rubenacker *et al.*, 2014).

La degradación por erosión es una de las consecuencias que se producen por la formación, en muchas ocasiones, de una capa hidrofóbica que limita la infiltración del agua (DeBano, 2000; Certini, 2005). El grado de hidrofobicidad (W_r) posterior a los incendios depende de la severidad del fuego, del tipo y cantidad de vegetación consumida, del nivel de humedad previo y del tipo de suelo (DeBano *et al.*, 1998). Existe un gran número de estudios sobre las relaciones que se presentan entre las propiedades de distintos suelos afectados por incendios, los distintos restos vegetales presentes, la temperatura del evento y la hidrofobicidad (Rubenacker *et al.*, 2011; Jordan *et al.*, 2011, Scott, 2000; Mataix-Solera *et al.*, 2014). El incremento de W_r disminuye la capacidad de infiltración del agua en el suelo, afectando el ciclo hidrológico a escala de varios cientos o miles de hectáreas. En bosques al norte de Israel, incluido el bosque de Byria, Ginzburg y Steinberger (2012) encontraron que, aún cuatro años después del incendio del bosque, la humedad del suelo continuaba siendo menor en las áreas quemadas, independientemente de la nueva cubierta vegetal.

La W_r que se genera por los incendios tiene también incidencia posterior en la modificación del efecto de impacto de las gotas de lluvia y en los procesos de erosión (DeBano, 2000; Neary *et al.*, 2005).

De acuerdo con lo expresado por Lozano *et al.* (2013) el fenómeno de hidrofobicidad es complejo y estaría influenciado especialmente por la calidad de la MO, con factores preponderantes como los lípidos extractables presentes en distintas especies de árboles (*Pinus* y *Quercus*) y arbustos (*Rosmarinum*), entre otros. Los bosques naturales de *Pinus canariensis* son altamente tolerantes a fuegos de mediana a moderada severidad logrando

sobrevivir y rebrotar; a pesar de ello la disminución de la cubierta vegetal puede provocar erosión hídrica y pérdida del carbono oxidable (Hernández *et al.*, 2013).

Algunos autores sugieren que se registran incrementos en el contenido de MOS después de incendios de baja intensidad como los que afectan a los cultivos extensivos. Una propiedad edáfica que es utilizada como indicador es la estabilidad estructural de los agregados, la cual se presenta como la resistencia de los agregados del suelo a desintegrarse por acción de fuerzas externas (como por ejemplo el impacto de las gotas de lluvia). Luego de un incendio, la estabilidad de los agregados (AS), suele incrementarse con el paso del tiempo, lo que podría deberse al aumento de la MOS procedente de la vegetación parcialmente pirolizada (Mataix-Solera y Doerr, 2004; Mataix-Solera *et al.*, 2007; Rubenacker *et al.*, 2014).

La mayoría de las investigaciones sobre W_r se han centrado en tierras boscosas y suelos volcánicos, de turba y pastos (Doerr *et al.*, 2000; Ritsema *et al.*, 2008), pero se ha prestado poca atención a suelos de cultivos. En particular, el uso de la técnica de “labranza cero” y su impacto en el comportamiento de la W_r no está totalmente entendido. La labranza cero es una tecnología utilizada que se adopta cada vez más en todo el mundo (EE.UU., Brasil, Paraguay, Argentina, Australia, entre otros) para conservar el suelo y el agua, secuestrar C orgánico del suelo y sustentar la producción de cultivos (Blanco-Canqui, 2011).

Chan (1992) publicó el primer estudio sobre W_r de un suelo bajo labranza cero, informando que la agricultura sin labranza inducía una leve repelencia al agua en un suelo franco arcilloso de New South Wales (Australia). Este estudio, además, mostró que la magnitud de los cambios inducidos por la labranza cero en la W_r variaba según las estaciones del año, en verano, el valor de dicha variable era 40 veces mayor que con labranza convencional, a diferencia del valor correspondiente al otoño que fue sólo el doble. Del mismo modo, Hallett *et al.*, (2001) observaron que en los suelos bajo labranza cero el valor de W_r fue 1,6 a 1,8 veces mayor que en suelos bajo sistema de labranza convencional en un suelo franco limoso de Escocia.

Es por ello que las propiedades físicas, químicas, bioquímicas y los procesos del suelo (mineralización, volatilización, transformaciones químicas, entre otras) tienen efecto directo sobre la productividad de la biomasa y la dinámica de la MO. Las alteraciones de las

propiedades edáficas durante el evento fuego pueden cambiar sustancialmente la cantidad y calidad de la MO a corto y largo plazo (Knicker, 2007). Es por ello por lo que el estudio de las propiedades edáficas (físicas, químicas, bioquímicas) ayuda a entender y estimar la degradación del suelo y de esta forma poder sugerir la aplicación de las técnicas más adecuadas para su rehabilitación o remediación. Por lo tanto, es necesario desarrollar estrategias para reponer la MO consumida y/o alterada por el efecto de los incendios (Rivero *et al.*, 2004; Knicker, 2005; Kavdir *et al.*, 2005; Brye, 2006).



Imagen 1.8. Incendios en la provincia de Córdoba en el año 2020

Los eventos de fuego aceleran la descomposición de la MO, por lo que tienen un rol perjudicial no sólo sobre ésta, sino también sobre las comunidades biológicas del suelo. Los efectos de los incendios sobre el contenido total de la MOS de la casi total destrucción de la MO por aumento de la tasa de descomposición (Minervini *et al.*, 2018), hasta aumentos de casi el 30% en las capas superficiales por ingresos externos, principalmente de hojas secas y restos de plantas parcialmente quemados que afectan incluso a las copas de los árboles (Imagen 1.8) (Larroulet *et al.*, 2020).

El incremento de material orgánico en el suelo puede realizarse de variadas formas, a través de la aplicación de materiales compostados a partir de “residuos” orgánicos de diversos orígenes (vegetales, domiciliarios, estiércoles, etc.) pudiendo mejorar las características del suelo quemado y favorecer la recuperación de su cobertura vegetal original (Guerrero *et al.*, 2001; Villar *et al.*, 2004; Antillen *et al.*, 2008). Esta corrección puede minimizar los riesgos de erosión del suelo e influir en propiedades físicas y químicas tales como: mejoramiento de la estructura e infiltración, disminución de la pérdida de la MO, aumento en la capacidad de retención de agua, mejora de la capacidad reguladora del pH (buffer), incremento en el contenido de nutrientes, efectos sobre la actividad biológica, y por ende en la productividad (Soumaré *et al.*, 2003, García-Gil *et al.*, 2004, Paván Fernández *et al.*, 2005a). Mataix-Solera *et al.*, (2013) sugieren que la utilización de enmiendas orgánicas en la restauración de suelos afectados por incendios, además de mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, acelera el proceso de revegetación.

La MO puede separarse en dos constituyentes, las sustancias no húmicas las cuales tienen estructura química conocida (carbohidratos, proteínas, lípidos) y las sustancias húmicas (estructura química compleja no identificable) (SH), cuyos componentes más importantes son los ácidos fúlvicos (AF) y los ácidos húmicos (AH) y huminas. De lo que se desprende que los AH son la fracción más resistente a la biodegradación y las huminas la fracción de las SH de mayor resistencia a la descomposición e insoluble en medio ácido y alcalino. Diversos autores les asignan a dichas fracciones un rol fundamental en el suelo, por las funciones que ellas desempeñan a través de su reactividad química (Ceppi *et al.*, 1999; Senesi *et al.*, 2003; Pertusatti y Prado, 2007; Adani *et al.*, 2009).

La reactividad de los AH en el suelo está relacionada con el contenido de grupos oxigenados, con el tamaño o peso molecular, las características de la relación de alifaticidad /aromaticidad, desarrollo de cargas superficiales y las propiedades ácido-base de los grupos funcionales, entre otras características. Estos compuestos orgánicos afectan la geoquímica del sistema suelo, modificando la capacidad reguladora y la distribución y transporte de metales, la formación y estabilización de agregados. Distintas técnicas analíticas son utilizadas para estudiar las principales propiedades químicas y fisicoquímicas de este tipo de compuestos y evaluar la calidad de la MO contenida en las enmiendas orgánicas (Ceppi *et al.*, 1999; Campitelli and Ceppi, 2008).

En los suelos afectados por incendios, la modificación de la cantidad, calidad y/o propiedades de las distintas fracciones de carbono del suelo, entre otros parámetros, se pueden relacionar y utilizar como indicador de la intensidad del evento (González-Vila *et al.*, 2009); como así también, se analizan parámetros físicos como tamaño de partícula.

Distintos trabajos a campo y de laboratorio mostraron como se modifica la textura del suelo debido al calentamiento, provocando generalmente, la generación de texturas más gruesas y, en consecuencia, suelos más erosionables. Esto se debe a que la fracción granulométrica más afectada por el fuego es la fracción arcilla que se agrega o aglomera o se descompone (Ulery and Graham, 1993). En esta fracción colapsa la estructura de filosilicatos arcillosos a temperaturas cercanas a los 400°C, mientras que entre 700° y 800°C se produce la destrucción completa. Las fracciones de limo y arena están constituidas en forma predominante por cuarzo y, su fusión se produce a temperaturas superiores a 1000°C. Las temperaturas alcanzadas en los incendios sólo afectan a las fracciones granulométricas ubicadas dentro de un espesor de pocos centímetros (1 a 8) de la superficie del suelo (Minervini *et al.*, 2018).

El suelo es un componente básico de los ecosistemas, y su sostenibilidad y recuperación luego de un incendio dependerá de procesos químicos, físicos y biológicos que ocurren durante y luego del fuego. Los cambios por el calentamiento y combustión que se producen en el suelo dependen principalmente de la intensidad del evento, relacionándose con la temperatura alcanzada durante el incendio y con la duración del mismo (De la Rosa *et al.*, 2013).

Por lo tanto, es necesario el estudio de suelos afectados por incendios en distintos escenarios de la provincia de Córdoba, para analizar los posibles procesos de degradación y las modificaciones en las propiedades edáficas. Para un análisis completo que permita sugerir metodologías de restauración para estas situaciones es necesario el análisis del comportamiento del conjunto de variables del suelo, las cuales fueron determinadas, evaluadas y analizadas en este estudio.

Hipótesis:

Los efectos negativos de los incendios sobre las propiedades de los suelos con distintos restos vegetales son atenuados por la aplicación de una enmienda orgánica.

Objetivos generales

- Analizar los cambios causados por el fuego en los principales parámetros edáficos: químicos, fisicoquímicos y bioquímicos en suelos con distintos restos vegetales de la provincia de Córdoba, afectados por incendios de diferentes severidades.
- Evaluar la modificación de parámetros edáficos afectados por incendios, luego de la remediación (a distintos tiempos) con una enmienda orgánica.

Objetivos específicos

- Determinar las variaciones de los parámetros de fertilidad física, química y físico-química en los horizontes superficiales de los suelos quemados seleccionados (con distintos restos vegetales), sus correspondientes testigos (sin quemar) y los suelos enmendados.
- Analizar los cambios en la estabilidad de los agregados en los suelos quemados, sin quemar y enmendados.
- Determinar y cuantificar la repelencia al agua de los suelos quemados, sus correspondientes testigos y suelos enmendados, y su relación con los distintos restos vegetales presentes previo al incendio.
- Identificar y cuantificar componentes de la fracción soluble en solvente no polar (fracción apolar) de los suelos quemados con distintos restos vegetales y sus correspondientes suelos testigos, y suelos quemados.
- Analizar la fracción liviana de la materia orgánica de los suelos afectados por incendios y sus correspondientes testigos.

- Extraer, cuantificar y caracterizar las principales fracciones de carbono, sustancias húmicas (SH), ácidos húmicos (AH) y ácidos fúlvicos (AF) en los suelos quemados y sus testigos mediante distintas técnicas analíticas.
- Analizar el efecto que se produce sobre la fertilidad y productividad del suelo quemado, remediado con una enmienda orgánica, utilizando especies vegetales afectadas por los eventos.
- Determinar indicadores químicos, físicos y/o biológicos que puedan ser utilizados para evaluar el resultado de la remediación.

Estructura de la tesis

El capítulo 1 plantea una introducción a la problemática de los efectos de los incendios sobre suelos con distintos restos vegetales, a partir de allí, se plantea la hipótesis de la tesis doctoral propuesta, con sus correspondientes objetivos generales.

En el capítulo 2 se realizó una caracterización de los cuatro sitios seleccionados, dos forestales y dos de siembra directa incluyendo suelos no afectados por incendios, suelos testigos y suelos quemados.

La propuesta de restauración y su evaluación, de tres de los suelos afectados por incendios se estudió y analizó en el capítulo 3; el análisis y la caracterización de los ácidos húmicos extraídos de los suelos seleccionados (testigos y quemados) por diferentes técnicas analíticas se estudió en el capítulo 4.

Por último, en el capítulo 5 se presentan las conclusiones de cada capítulo y futuras líneas de investigación relacionadas con la hipótesis planteada.

Bibliografía

- Adani, F., Tambone, F., Genevini, P. 2009. Effect of compost application rate on carbon degradation and retention in soils. *Waste Management* 29, 174-179.
- Antillen, M., Briceño, M., Galindo, G., Escudey, M. 2008. Effect of biosolids on the organic matter content and phosphorus chemical fractionation of heated volcanic Chilean soils. *Soil Research*, 46(5): 415-422.
- Blanco-Canqui, H. 2011. Does no-till farming induce water repellency to soils?. *Soil use and management*, 27(1), 2-9.
- Bodí, M. B., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., and Doerr, S. H. 2012. Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la asociación de Geógrafos Españoles*.
- Brye, K. R. 2006. Soil physiochemical changes following 12 years of annual burning in a humid-subtropical tallgrass prairie: a hypothesis. *Acta Oecologica* 30, 407-413.
- Calvo, L., Santalla, S., Valbuena, L., Marcos, E., Tárrega, R. and Luis-Calabuig, E. 2008. Post-fire natural regeneration of a *Pinus pinaster* forest in NW Spain. *Plant Ecology*, 197(1), 81-90.
- Campitelli, P. and S. Ceppi. 2008. Effects of composting technologies on the chemical and physicochemical properties of humic acids. *Geoderma* 144, 325–333.
- Ceppi, S. B., M. I. Velasco, C. P. De Pauli. 1999. Differential scanning potentiometry: surface charge development and apparent dissociation constants of natural humic acids. *Talanta* 50, 1057–1063.
- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a reviews. *Oecologia*, 143, 1-10.
- Chan, KY. 1992. Development of seasonal water-repellence under direct drilling. *Soil Science Society of America Journal* 56: 326–329.
- Czimczik, C.I., Masiello, C.A. 2007. Controls on black carbon storage in soils. *Global Biogeochemical Cycles* 21, GB 3005.
- DeBano, L.F.; Neary, D.G.; Filliott, P.F. 1998. *Fire's Effects on Ecosystems*. John Wiley & Sons, New York. 333 p.
- DeBano, L. F. 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *J. Hydrol.* 231, 195-206.
- De la Rosa, J.M., González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Knicker, H. 2013. Medium term effects of fire induced soil organic matter alterations on Andosols under Canary pine (*Pinus canariensis*). *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Vol. 104, pp 260-279.
- Doerr, S.H.; Douglas, P.; Evans, R.C.; Morley, C.P.; Mullinger, N.J. et al. 2000. Effects of heating and post-heating equilibration times on soil water repellency. *Australian Journal of Soil Research* 43(3), p 261-267.

- García-Gil, S.B. Ceppi, M.I. Velasco, A. Polo, N. Senesi. 2004. Long-term effects of amendment with municipal solid waste compost on the elemental and acidic functional group composition and pH-buffer capacity of soil humic acids. *Geoderma* 121, 135 – 142.
- González-Vila, F. J., González-Pérez, J. A., Akdi, K., Gómis, M. D., Pérez-Barrera, F., and Verdejo, T. 2009. Assessing the efficiency of urban waste biocomposting by analytical pyrolysis (Py–GC/MS). *Bioresource Technology*, 100(3), 1304-1309.
- Ginzburg, O. and Steinberger, Y. 2012. Effects of forest wildfire on soil microbial-community activity and chemical components on a temporal-seasonal scale. *Plant and soil*, 360(1), 243-257.
- Guerrero, C., I. Gómez, J. Mataix-Solera, J. Mataix-Beneyto, T. Hernández. 2001. Reclamation of a burned forest soil with municipal waste compost: macronutrient dynamic and improved vegetation cover recovery. *Bioresource Technology* 76, 221-227.
- Hallett, P. D., Baumgartl, T. and Young, I. M. 2001. Subcritical water repellency of aggregates from a range of soil management practices. *Soil Science Society of America Journal*, 65(1), 184-190.
- Hernández, A., Arbelo Rodríguez, C.D., Rodríguez, N., Notario del Pino, J., del Arco M., Rodríguez-Rodríguez, A. 2013. Efectos de un incendio forestal (Islas Canarias) bajo bisques de pinar sobre propiedades del suelo y su relación con la repelencia al agua a corto y medio plazo. *Spanish J. Soil Sc.*3, p 56-72.
- Jordan, A.; Zavala, L.M.; Mataix-Solera, J.; Nava, A.L.; Alanís, N. 2011. Effect of fire severity on water repellency and aggregate stability on mexican volcanic soils. *Catena* 84 ,136-147.
- Kavdir, Y.; H. Ekinic; O. Yucksel; A. R. Mermut. 2005. Soil aggregate stability and 13 CP/MAS-NMR assessment of organic matter in soils influenced by forest wildfires in Canakkale, Turkey. *Geoderma*, 129(3-4), 219-229.
- Knicker, H., González-Vila, F. J., Polvillo, O., Gonzalez, J.A., Almendros, G. 2005. Fire-induced transformation of C- and N-forms in different organic soil fractions from a Dystric Cambisol under mediterranean pine forest. *Soil Biol. Biochem.* 37, 701-718.
- Knicker, H. 2007. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon. A review, *Biogeochemistry* 85, 91-118.
- Larroulet, M. S., Hepper, E. N., Ferreyra, P. A., Iglesias, J. O., Galantini, J. A. 2020. Carbono orgánico y actividad microbiana en un suelo del caldenal pampeano con diferentes manejos. *Ciencia del suelo*, 38(1), 95-105.
- Lentile, L. B., Holden, Z. A., Smith, A. M., Falkowski, M. J., Hudak, A. T., Morgan, P. and Benson, N. C. 2006. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *International Journal of Wildland Fire*, 15(3), 319-345.
- Lozano, E., Jiménez-Pinilla, P., Mataix-solera, J., Arcenegui, V., Bárcenas, G., González-Pérez, J., García-Orenes, F., Torres, M., Mataix-Beneyto, J. 2013. Biological and chemical factors controlling the patchy distribution of soil water repellency among plant species in a Mediterranean semiarid forest. *Geoderma* 207-208, 212-213.

- Mataix-Solera, J. and S.H. Doerr. 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forest in the south-east of Spain. *Geoderma* 118: 77-88.
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., Mayoral, J., González, I. et al. 2007. Water repellency under different species in a calcareous forest soil in a semiarid Mediterranean environment. *Hydrological Processes* 58, 1254-1259.
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Zavala, L.M., Jordán, A., Morugán-Coronado, A., Bárcenas-Moreno, G., Jiménez-Pinilla, P., Lozano, E., Granged, A.J.P, Gil-Torres, J. 2013. Small variations in soil properties control fire-induced water repellency. *Spanish Journal of Soil Science* 4 (1), 51-60.
- Minervini, M. G., Morras, H., Taboada, M. A. 2018. Efectos del fuego en la matriz del suelo: consecuencias sobre las propiedades físicas y mineralógicas. *Ecología Austral*, 028 (01)0122.
https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/collection/ecologiaaustral/document/ecologiaaust ral_v028_n01_p012
- NASA's Fire Information for Resource Management System (FIRMS): Near Real-Time Global Fire Monitoring using Data from MODIS and VIIRS. Trigg-Davies Consulting Ltd, UK 2 Science Systems and Applications Inc. / NASA GSFC, USA. 3 Global. Science and Technology Inc.- NASA GSFC, USA 4 NASA GSFC, USA
- Neary, D. G., Ryan, K. C., DeBano, L. F. 2005. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 4. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 250 p., 42.*
- Pavan Fernández, S. A., Bettioli, W., Cerri, C.C. y Camargo, P. 2005 a. *Applied Soil Ecology* 30: 65- 77.
- PNMF. Montenegro, C. 2009. Areas afectadas por incendios en las regiones Parque Chaqueño y Espinal en las Provincias de Córdoba y San Luis. Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.
- Pertusatti, J. and Prado, A. G. S., 2007. Buffer capacity of humic acid: Thermodynamic approach. *J Colloid and Interface Sci.*, 314:484-489.
- Ritsema, C. J., Dekker, L. W., Oostindie, K., Moore, D., & Leinauer, B. (2008). Soil water repellency and critical soil water content. *Soil Science Step-by-Step Field Analysis*, 97-112.
- Rivero, C, Chirenje, T., Ma, L.Q. and G. Martinez. 2004. Influence of compost on soil organic matter quality under tropical conditions. *Geoderma* 123 (2004) 355 – 361.
- Rubenacker, A., Campitelli, P., Velasco, M. and S. Ceppi. 2012. "Fire Impacto in Several Chemical and Physicochemical Parameters in a Forest Soil" (chapter 5), *Soil Health and land Use Management*. Edited by María C. Hernández-Soriano, ISBN 978-953-307-614-0, 344 pages.
- Rubenacker, A; Campitelli, P; Rodriguez, M.E; Ceppi, S; Mataix-Solera, J; Arcenegui, V. 2014. Propiedades físicoquímicas de suelos con distintos restos vegetales afectados por incendios. XX Congreso Latinoamericano y XVI Congreso Peruano de la Ciencia del Suelo, Cuzco, Perú.

- Rubenacker, A. and S. Ceppi. 2018. Soils in Córdoba (Argentina) affected by fires. Edit. Académica Española. ISBN 978-620-2-14525-1. 50pp.
- Scott, D.F.2000. Soil wettability in forested catchments in South Africa; as measured by different methods and as affected by vegetation cover and soil characteristics. *Journal of Hydrology* 231-232, 87-104.
- Senesi, N., D’Orazio, V., Ricca, G.2003. Humic acids in the first generation of EUROSOLS. *Geoderma* 116, 325 – 344.
- SMN. Informe de diagnóstico ambiental de la Provincia de Córdoba. 2015. IFG. Secretaria de Ambiente. Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos.
- Soumaré, M., Knicker, H., Tack, F. M. G., & Verloo, M. G. 2003. Effects of a municipal solid waste compost and mineral fertilization on plant growth in two tropical agricultural soils of Mali. *Bioresource Technology*, 86(1), 15-20.
- Ulery, A. L., and Graham, R. C. 1993. Forest fire effects on soil color and texture. *Soil Science Society of America Journal*, 57(1), 135-140.
- UMSEF (Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal). 2010. Areas afectadas por incendios en las regions parque chaqueño y espinal en las prov. de Córdoba y San Luis. Dirección de Bosques Secretaría de Ambiente y desarrollo Sustentable.
- USSNMF (Unidad de Situación del Servicio Nacional de Manejo del Fuego. Mapa de focos de calor VIIRS Noviembre 2020. Área GIS, Servicio Nacional de Manejo del Fuego, Dirección de Evaluación de Impacto Ambiental y Análisis de Riesgo Ambiental, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Argentina.
- Villar, M.C., Gonzalez-Prieto, S.J., Carballas, T. 2004. Evaluation of three organic wastes for reclaiming burnt soils. *Biol. Fert. Soils* 26, 222-229.

CAPÍTULO 2

EN CÓRDOBA ¿LOS INCENDIOS, MODIFICAN LAS PROPIEDADES EDÁFICAS? DIAGNÓSTICO

Introducción

Los impactos de un incendio son, entre otros, la alteración de la cubierta y composición de la vegetación, lo que ocasiona modificaciones de los procesos geomorfológicos, biogeoquímicos y la degradación de los suelos. Además, influye en la calidad y cantidad de agua que infiltra afectando a la química atmosférica por la volatilización de nutrientes y la emisión de gases de efecto invernadero (Carballas *et al.*, 2009; Bodi *et al.*, 2012; Pan *et al.*, 2017).

Es por ello que las propiedades edáficas se ven afectadas luego del paso de los incendios en la prov. de Córdoba dependiendo de la temperatura alcanzada en el evento, lo que puede ser suficiente para producir cambios en la calidad y cantidad de la materia orgánica del suelo (MOS), reducción en la formación de agregados, entre otros. Estas características podrían ser claves para promover la erosión del suelo (Rubenacker *et al.*, 2011). Dichos cambios dependen de la intensidad del incendio y por la duración del mismo. La modificación en el pH y conductividad eléctrica del suelo y las altas temperaturas alcanzadas durante el incendio podrían inducir cambios relevantes en la concentración y disponibilidad de los nutrientes principales del suelo, como carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P), esenciales para la recuperación post-incendio de la microbiota y la vegetación (Bodi *et al.*, 2012; De la Rosa *et al.*, 2013; Fernández-García *et al.*, 2019).

La estructura del suelo es una de las propiedades edáficas más perturbadas por los eventos de fuego, ya que influye directamente sobre algunos factores como materia orgánica (MO), repelencia al agua (W_r), poblaciones microbianas, minerales de intercambio, entre otras (Mataix-Solera *et al.*, 2010). Tiene un rol importante en la prevención de erosión, degradación, y en la capacidad para transportar líquidos y gases, todas características

importantes de un ecosistema saludable (Tisdall y Oades, 1982). La estabilidad de los agregados (AS) está asociada en gran medida a componentes orgánicos e inorgánicos del suelo, como la cantidad y calidad de materia orgánica (Oades, 1993), el contenido de arcilla y su mineralogía (Jiménez-Pinilla *et al.*, 2016) y proporciona información clave sobre diferentes funciones edáficas que definen la calidad del recurso suelo (Chrenková *et al.*, 2014; Brevik *et al.*, 2015).

Otra propiedad muy afectada por el fuego es el contenido y composición de la materia orgánica del suelo. La materia orgánica (MO) es un componente clave en los suelos forestales, influye directa y/o indirectamente sobre prácticamente todas las propiedades químicas y físicas del suelo y está asociada a factores bióticos como microorganismos y plantas (Vergnoux *et al.*, 2011). La MO del suelo está constituida por residuos orgánicos con distintos grados de transformaciones químicas, formando agregados y derivados de distintos pesos y tamaños moleculares (Pan *et al.*, 2017). Las sustancias húmicas (SH), que forman parte de la MO del suelo, son compuestos relativamente oxidados, son una mezcla heterogénea y oscura de componentes aromáticos y alifáticos de alto peso molecular (Katsumi *et al.*, 2016). Estas sustancias proceden, mayoritariamente, de los restos de tejidos vegetales ricos en lignina, resina, celulosa, hidratos de carbono y/o proteínas, entre otros, y, de forma secundaria, de residuos de la microfauna. La importancia de estos compuestos radica en las propiedades que le aportan al suelo (Porta *et al.*, 1999). Estudios previos muestran que las propiedades bioquímicas y microbiológicas de estos compuestos poseen una mayor sensibilidad a la perturbación producida por el fuego, las cuales son útiles para evaluar el estado de los suelos afectados por eventos de fuego (Mataix-Solera *et al.*, 2008). Estudios previos han demostrado que una mayor intensidad del fuego provoca cambios en la estructura del suelo, siendo habitual encontrar compuestos orgánicos, de tipo carbono negro (black-carbon) de carácter refractario. Las macromoléculas de ácidos húmicos (AH) y los complejos arcillo-húmicos pueden ser destruidas por los incendios, provocando, entre otros efectos, una drástica disminución del contenido en nitrógeno y de la capacidad de intercambio catiónico en las fracciones húmicas del suelo (Mataix-Solera and Cerdá, 2009).

El efecto en el suelo de un incendio y su severidad, variará según la biomasa disponible, la intensidad, el área quemada, el tiempo transcurrido desde el último incendio (si lo hubo), el tipo de suelo, la pendiente, la humedad y la vegetación (Bodí *et al.*, 2012;

Knicker, 2011). Los incendios de baja intensidad y severidad, definiendo esta característica como el grado de impacto en el ecosistema, pueden acumular materia vegetal semipirolizada en la superficie, aumentando el carbono orgánico total en el suelo lo que promueve la vegetación herbácea, al incrementarse la disponibilidad de nutrientes, originando que el sistema sea un hábitat más sano.

A mayor temperatura, el contenido de la materia orgánica superficial puede disminuir aún más y sufrir cambios que le originen mayor resistencia a la descomposición biológica, aumentando la relación C/N por el aporte de biomasa en forma de cenizas y material carbonizado. Estudios previos han demostrado que después del evento de fuego aumenta la tasa de mineralización del carbono orgánico por parte de los microorganismos y se modifica la tasa de descomposición, siendo los AH más resistentes a la degradación microbiana debido a un incremento en la condensación de macromoléculas y así de estructura más recalcitrante, favoreciendo el secuestro de carbono. Además, la elevada temperatura provoca una disminución de la fracción orgánica particulada, que forma parte de los agregados estables del suelo y de los ácidos fúlvicos, produciéndose también un aumento en el contenido de los AH y de las huminas (Mataix-Solera and Cerdá, 2009; Bodi *et al.*, 2012; González-Pérez *et al.*, 2004; Jiménez-Morillo *et al.*, 2016).

Las sustancias húmicas pueden dividirse en tres fracciones principales en función del proceso de humificación de los compuestos (a medida que el proceso avanza, se desarrolla color más oscuro y mayor grado de resistencia a la biodegradación). Las tres fracciones son: ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas, ordenados de menor a mayor grado transformación. El calentamiento genera una mayor concentración de C aromático debido a la degradación de los carbohidratos, eliminación de los grupos funcionales oxigenados, formación de compuestos heterocíclicos de N, reducción de la longitud de las cadenas de compuestos alquilo y disminución de las cantidades de ácidos fúlvicos y ácidos húmicos; además, del aumento de las cantidades de humina y carbón negro (Katsumi *et al.*, 2016; Jiménez-Morillo *et al.*, 2016; Knicker, 2011).

La influencia de los incendios forestales sobre la evolución de las fracciones húmicas puede ser mayor que los factores biológicos, geológicos y/o climáticos. La combustión intensa o repetida puede conducir a la diferenciación del humus piromórfico, y puede compararse con las diferencias atribuidas a procesos activos de biodegradación y

humificación (Almendros *et al.*, 1988), cambios estos que afectan a diversas características edáficas.

El nitrógeno, fracción importante en los estratos no leñosos como plantas herbáceas, así como en hojas y frutos (Knicker, 2011), es uno de los nutrientes que se volatiliza con mayor facilidad, llegando a perderse además, grandes cantidades dentro del ecosistema por escorrentía (Bodi *et al.*, 2012; Escudey *et al.*, 2015).

La hidrofobicidad o repelencia del suelo al agua (W_r) en suelos incendiados, puede verse provocada o modificada (aumentada o disminuida) según la temperatura alcanzada en el suelo, las propiedades del suelo y el tipo de vegetación afectada (Bodí, 2014).

La W_r ha sido observada en suelos forestales bajo diferentes condiciones climáticas, tipos de suelo y cubierta vegetal. Este fenómeno es particularmente llamativo en ambientes semiáridos donde el agua se considerada uno de los factores controladores del funcionamiento en los ecosistemas. Esta característica tiene influencia en el crecimiento de las plantas (Doerr *et al.*, 2000; Rodríguez-Iturbe *et al.*, 2000) estimándose, a veces, que ellas pueden producir W_r , como una estrategia ecológica para conservar el agua en profundidad (Doerr, 2000). La W_r natural ha sido relacionada a la presencia de distintos compuestos orgánicos en los tejidos de especies vegetales, como ceras, resinas y otras sustancias, como posibles causantes de esta característica edáfica. Entre los géneros *Pinus sp.*, *Quercus sp.*, entre otros, la literatura enfatiza en la relación que hay, especialmente, entre el contenido de la fracción lipídica y la hidrofobicidad con la calidad de la materia orgánica del suelo (MOS)(Mataix-Solera *et al.*, 2007; Arcenegui *et al.*, 2008), aunque los efectos de W_r también son originados en función de la temperatura alcanzada durante el incendio (González-Pérez *et al.*, 2004; Almendros *et al.*, 1988).

Cuando la intensidad y severidad del incendio es elevada, la porosidad y capacidad de retención de agua se ve disminuida al cambiar la estructura del suelo y con ello, un marcado empobrecimiento en la MOS. Bodí *et al.*, (2012) sostienen que la W_r puede aumentar en suelos de carácter ácido.

Durante los eventos de fuego se observa que los restos vegetales predominantemente lignocelulósicos se caracterizan, principalmente, por una biodegradación no selectiva de las principales fracciones orgánicas, que ocurre por la acumulación de productos microbianos y

cambios en la distribución de especies de los componentes reactivos tales como lípidos, carbohidratos coloidales y compuestos nitrogenados (Almendros, 2000). Por lo tanto, una estrategia válida para monitorear cambios en la materia orgánica en el mediano plazo podría estar basado en la evaluación de la dinámica cualitativa de las fracciones orgánicas y en la neoformación de especies con diferentes estabilidades químicas y capacidades de biodegradación (Zancada *et al.*, 2004; Rubenacker *et al.*, 2016).

El efecto del fuego sobre el contenido y composición de MOS afecta a las diferentes interacciones de los compuestos húmicos con la fracción inorgánica del suelo, lo que hace variar las transformaciones de estos compuestos durante el evento de fuego (Delgado López, 2017). Se han observado cambios significativos a nivel molecular en la MO, y aporte de material carbonizado potencialmente refractario. Se ha señalado una destrucción selectiva de las estructuras menos resistentes a la degradación térmica, y se ha demostrado la neoformación de estructuras aromáticas, lo que produce un incremento considerable en la complejidad macromolecular de la MO (González-Vila y Almendros, 2013), en contraposición con la idea de que el fuego podría tener un efecto predominante fragmentario de bio y geo-macromoléculas. Estas modificaciones producen cambios específicos en la calidad de la MO, se incrementa la resistencia a la biodegradación y disminuye la solubilidad, tanto en solventes polares como apolares. En la MOS se generan cambios, como el incremento en W_r , la disminución o desaparición de las propiedades coloidales y cambios en la resistencia a la alteración biológica o química, propiedades que pueden ser determinadas. Estas modificaciones van frecuentemente asociados a la desorganización de la estructura del suelo, y en muchas ocasiones (sobre todo en suelos con niveles elevados de MOS) al aumento en la repelencia al agua (Bodí *et al.*, 2012), haciéndolo más susceptible a la erosión (Doerr *et al.*, 2009; De la Rosa *et al.*, 2014).

Los distintos tamaños de partículas minerales y orgánicas del suelo definen la textura y granulometría. Esto condiciona el comportamiento físico-químico del suelo, la permeabilidad, la capacidad de retención hídrica, la distribución del tamaño de poros, la capacidad de intercambio de iones y de almacenamiento de MO, siendo estas algunas de las características del suelo más estrechamente relacionadas con las propiedades físicas (Taboada y Álvarez, 2008; USDA-NRSC, 2014).

Una metodología, recientemente utilizada en Argentina para la determinación de las distintas fracciones granulométricas del suelo está basada en la difracción láser. El fundamento del método es la difracción del haz de luz con un determinado ángulo en función del tamaño de partícula, el cual aumenta al disminuir el tamaño (Beuselinck *et al.*, 1998; La Manna *et al.*, 2016).

Por todo lo anteriormente descripto, es que para estimar la alteración producida, en el suelo y en sus componentes por los eventos de fuego, es necesario estudiar varios parámetros edáficos (físicos, químicos y fisicoquímicos) para obtener resultados y conclusiones que permitan sugerir soluciones (Vergnoux *et al.*, 2009). Algunos autores, proponen utilizar propiedades edáficas sensibles al fuego y sus combinaciones, para la evaluación de la influencia de la severidad del incendio, es decir, el estado post-incendio (Hedo *et al.*, 2015). Otra estrategia, es monitorear los cambios en la MO del suelo luego de los incendios basada en la dinámica cualitativa de sus fracciones así como la distribución de especies de diferentes estabilidades químicas (Zancada *et al.*, 2004).

Los antecedentes expuestos permiten definir el objetivo de este capítulo que es:

- Analizar los cambios de las variables edáficas en suelos afectados por incendios con distintos restos vegetales en la provincia de Córdoba.

Materiales y métodos

A. Zona de estudio

Las zonas afectadas por incendios, con distintos restos vegetales, seleccionadas para este estudio están situadas al centro-oeste y al noroeste de la provincia de Córdoba (Argentina).

El clima en la provincia de Córdoba es templado moderado con las cuatro estaciones bien definidas, correspondiendo al tipo subtropical monzónico según se observa en Hunter (2020) con inviernos fríos, poco lluviosos y veranos húmedos con días calurosos y noches frescas.

Los factores para que la temperatura sea, en promedio, más fresca que en otros sitios del planeta a latitudes semejantes son: la altitud y, especialmente, la ubicación de la provincia en la diagonal eólica de los vientos pamperos, vientos fríos que soplan desde el cuadrante sudoeste, originados en la Antártida. En relación a los momentos de producirse los eventos de incendios, en general, son frecuentes en invierno en días algo cálidos, con cierta influencia del viento Zonda (NOAA, 2020).

Para el presente estudio se seleccionaron cuatro sitios, dos correspondientes a forestales y dos representativos de manejos agrícola, en los que se tomaron muestras del horizonte superficial en cada uno de los suelos afectados por incendios con distintos restos vegetales y sus correspondientes testigos.

Uno de los sitios forestales está al SO de la provincia, se sitúa en la localidad de San Agustín (Departamento Calamuchita). La vegetación en este sitio consiste principalmente con pinares implantados (*Pinus halepensis* Mill.; *Pinus elliotti* L) y pastizales naturales (*Stipa caudata*, *Piptochaetium hackelii*, *P. napostaense* y *Briza subaristata* y otros). El suelo fue clasificado según *Claves para la Taxonomía de Suelos* (2014) como Ustorthent típico, con pendientes de entre 15 y 20 %. La precipitación media anual es de 600-800 mm y la temperatura media en el área fluctúa de 9°C en invierno a 24°C en verano. Este suelo se denominará en adelante P.

El otro sitio forestal, se ubica al NO de la provincia, en la localidad de Avellaneda (Departamento Totoral). La vegetación en este sitio con monte nativo incluye arbustales naturales dominados por *Vachellia caven* M. y pastizales naturales (*Nasella* spp., *Jarava* spp.) entre otras especies (Zuloaga, 1999). La clasificación taxonómica de este suelo corresponde a un Ustorthent lítico, con una pendiente entre 3 y 4 %. Este suelo se denominará en adelante M.

En ésta misma ubicación (NO de la provincia) se seleccionó un sitio agrícola con rastrojo de soja (*Glycine max* L. Merr) manejado mediante siembra directa, cuyo suelo fue clasificado taxonómicamente como Argiustol típico, con una pendiente del 0,6 al 1,6 %. Este suelo se denominará en adelante S.

La localidad de Avellaneda presenta un clima cálido y templado con inviernos secos y períodos de lluvia en verano, desarrollando una temperatura media anual de 15,6 °C. El

mes más caluroso del año con un promedio de 21,5 °C es enero. El mes más frío del año con un promedio de 9,4°C es julio. El mes más seco es agosto, con 8 mm. La precipitación anual es entre 600 y 800 mm. El clima es de tipo Cwb según la clasificación de Köppen-Geiger.

El segundo sitio con manejo agrícola está ubicado en la zona central de la provincia, en la localidad de Capilla de los Remedios (Departamento Río Primero). Este sitio ha sido manejado con siembra directa, con más de 12 años de historia con residuos de cultivo de maíz (*Zea mays* L.). El suelo fue clasificado taxonómicamente como Haplustol típico, con una pendiente menor a 0,5%. Este suelo se denominará en adelante Mz.

El clima es cálido y templado con inviernos con menos lluvia que en verano. La temperatura media anual es de 17,3 °C. La precipitación anual es de aproximadamente 700 mm. El mes más seco es agosto, con 10 mm. El mes más caluroso del año con un promedio de 23,7 °C es enero; julio es el mes más frío del año con una temperatura media de 10,8 °C. El clima es de tipo Cwa según la clasificación de Köppen-Geiger Map ARG present.svg (Hunte, 2020).

B. Toma de muestras

En cada sitio las muestras fueron extraídas 15 días después de ocurrir el evento de fuego. En ningún caso ocurrieron precipitaciones previo a la toma de muestras. Las muestras fueron extraídas manteniendo los restos orgánicos en superficie tanto en los testigos, T (zonas adyacentes no quemadas como control, representantes de las condiciones naturales del suelo previas al incendio) como en las procedentes de los suelos quemados Q, con el propósito de analizar la influencia de las especies vegetales presentes sobre las propiedades edáficas a evaluar.

Las muestras se recogieron a la profundidad de 0-0,05 m por ser la zona más afectada por el fuego (Cerdá y Jordán, 2010). Se tomaron 3 muestras compuestas representativas (formadas por quince submuestras cada una) de la capa superficial de cada sitio. Dado que se estudiaron cuatro sitios con suelo quemado (Q) y cuatro sin quemar (tomados como testigos; T), se recogieron en total 24 muestras. El diseño experimental se realizó con estructura factorial para todos los tratamientos (sitios) con distintos restos vegetales en P, M, S y Mz, en el marco de un diseño completamente aleatorio (Di Rienzo *et al.*, 2018).

Las muestras destinadas a los análisis químicos y físicos se secaron al aire, se tamizaron por malla de 2 mm y se conservaron en recipientes herméticos refrigerados a 4°C. Los resultados de los análisis fueron expresados en función del peso seco de las muestras.

C. Métodos analíticos

En cada una de las 24 muestras descritas se determinaron parámetros químicos y físicos del suelo, los cuales se describen a continuación. Todos los análisis se realizaron por triplicado, es decir que para cada parámetro estudiado se realizaron 72 análisis ($n = 24 \times 3 = 72$).

Parámetros químicos

pH

El pH de la solución de cada suelo se determinó en relación 1:2,5 (suelo: agua desionizada). Después de someter a las muestras a agitación y reposo por 30 minutos se midió con un pH-metro ORION (modelo 420) calibrado con compensación automática de temperatura y electrodo combinado de vidrio.

Conductividad eléctrica

La determinación de la conductividad eléctrica (CE) en suelos se realizó en pasta de saturación según Rhodes (1996). Muestras de 300 g de suelo seco y se mezclaron con agua desionizada hasta obtener una pasta saturada; para todas las muestras se obtuvo una situación sin sobresaturación y que reflejara la luz. Se dejó estabilizar por 4-5 h y se filtró con ayuda de bomba de vacío. En la solución obtenida se midió la conductividad eléctrica a 25°C con un conductímetro Hanna, los resultados fueron expresados en dS m^{-1} .

Nitrógeno total

El análisis se realizó utilizando digestión ácida de acuerdo con el método de Kjeldahl según Page *et al.*, (1982).

La determinación de nitrógeno total (Nt) se basa en la mineralización del nitrógeno orgánico de la muestra por digestión ácida con H_2SO_4 concentrado a alta temperatura

(>350°C). De esta manera, el nitrógeno orgánico se reduce a la forma amoniacal que, junto con el amonio ya existente en la muestra, se determina mediante titulación con solución de HCl valorado.

Se realizó de acuerdo a la técnica propuesta por Bremmer y Mulvaney (1982). En un tubo de digestión se pesó 0,5 g de muestra de suelo. Se agregaron 250 mg de mezcla catalítica (preparada mezclando 50 g de sulfato de potasio, 5 g sulfato de cobre pentahidratado y 0,5 g de selenio) y 6 mL de H₂SO₄ concentrado. Se digirió durante 3,5 h a una temperatura de 350 °C. Se dejó enfriar y luego se transvasó el contenido del tubo a un matraz de 100 mL. Se enrasó el matraz con agua desionizada y posteriormente se extrajeron alícuotas de 10 mL que fueron destiladas en medio básico y tituladas con una mezcla de HCl 0,015 mol L⁻¹ e indicador mixto (rojo de metilo y verde de bromocresol en alcohol etílico).

Fósforo extractable

El contenido de fósforo extractable (Pext) se determinó mediante la técnica de Bray y Kurtz N° 1 (Sparks *et al.*, 1996), la cual se llevó a cabo colocando 2,50 g de las muestras de suelo acondicionadas en tubos de 50 mL. Se agregó 20 mL de solución extractiva (NH₄F 0,03 mol L⁻¹ y HCl 0,025 mol L⁻¹) cuyo pH fue ajustado a $2,6 \pm 0,055$ y se agitó exactamente durante 5 minutos, se filtró y se recogió la solución filtrada. En un matraz de 50 mL se colocaron 5 mL de la solución filtrada y 8 mL del reactivo mezcla (ácido ascórbico 0,100 mol L⁻¹ utilizando como solvente Reactivo A), y se enrasó el matraz con agua desionizada. El reactivo A se preparó de la siguiente manera: en un matraz de 2 L se colocó 1 L de una solución de H₂SO₄ 2,50 mol L⁻¹, 250 mL de molibdato de amonio al 4 % (solubilizado en agua desionizada), 100 mL de una solución de tartrato de antimonio y potasio (1 mg de antimonio por mL de solución) y se enrasó con agua desionizada. Luego de 20 minutos se determinó el porcentaje transmitancia (%T) en un espectrofotómetro Spectronic Genesys 20 Modelo 4001/4 a una longitud de onda de 885 nm. Se realizó una curva de trabajo de P realizada con KH₂PO₄ secado a 40° C y mantenido en desecador (patrón Sorensen). Se realizó una solución patrón de 50 ppm de P a partir de la cual se prepararon concentraciones desde 0,1 mg L⁻¹ hasta 0,6 mg L⁻¹ para el cálculo de fósforo extractable (Pext) en suelos de ésta región (expresados en mg kg⁻¹).

Carbono orgánico oxidable

La cuantificación del carbono oxidable (Cox) se realizó por el método de Walkley y Black (1934) modificado por Nelson y Sommers (1996) que consiste en una oxidación por vía húmeda según Page *et al.* (1982).

En un erlenmeyer de 500 mL se colocó una masa de suelo conocida (alrededor 1 g). Se añadió 40 mL de solución de dicromato de potasio $0,33 \text{ mol L}^{-1}$, 60 mL de H_2SO_4 concentrado, homogeneizando después de cada agregado. Se dejó reposar durante 30 minutos, a temperatura constante. Posteriormente se añadió 200 mL de agua deionizada y 10 mL de H_3PO_4 concentrado. Se dejó enfriar. Se valoró el Cr (+6) no reducido mediante sulfato ferroso amónico $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (Sal de Mohr), utilizando difenilamina como indicador. Paralelamente se valoró un blanco. El porcentaje de Cox de la muestra se determinó mediante cálculos analíticos relacionando el volumen de la sal de Mohr gastado en la valoración de la muestra con el del blanco y transformado a masa de C correspondiente a la masa de suelo utilizada.

Carbono orgánico total

La determinación de carbono orgánico total (COT) se realizó por calcinación de acuerdo con la técnica propuesta por Abad *et al.*, (2002).

Se pesó una masa conocida de muestra de suelo debidamente acondicionada, se calcinó en cápsula de porcelana durante 5 horas a una temperatura de $550 \text{ }^\circ\text{C}$. Se calculó el porcentaje de COT y de cenizas de la muestra referido a peso seco de la muestra.

Capacidad de intercambio catiónico y cationes disponibles

La capacidad de cambio catiónico y los cationes intercambiables se determinaron según los métodos experimentales de Page *et al.* (1982).

Para llevar a cabo la determinación de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) según Jackson (1958), se pesaron 5 g de muestra debidamente acondicionada, se le agregaron 50 mL de solución de acetato de amonio a pH 7. Se agitó durante 5 minutos, luego se centrifugó y desechó el líquido sobrenadante. Se le agregó 50 mL de alcohol etílico, se agitó y filtró. Por último, al sedimento se le agregó 50 mL de solución de $\text{NaCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$ se agitó, centrifugó y recolectó el sobrenadante. Esta última operación se repitió con otros 50 mL de solución de $\text{NaCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$. Los sobrenadantes recolectados en los dos pasos anteriores se

neutralizaron con una solución de NaOH 0,10 mol L⁻¹. Se adicionó 20 mL de formol neutro (neutralizado con NaOH). Se tituló la acidez generada debido a la reacción que se produce entre el amonio desplazado y el formol. Para titular se utilizó una solución valorada de NaOH de concentración 0,10 mol L⁻¹.

Cationes: calcio, magnesio, sodio y potasio asimilables.

Para la cuantificación del contenido de los macronutrientes calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na) y potasio (K) se utilizaron soluciones extractoras específicas y se valoró la cantidad de esos nutrientes disponibles en la solución del suelo.

Se extrajeron los cationes intercambiables Ca, Mg, Na y K agitando durante 15 minutos las muestras, con una solución de acetato de amonio de pH 7, en una relación 1:10 (muestra/solución), luego se centrifugó y la solución sobrenadante se recolectó en un matraz de 250 mL. Se repitió nuevamente la operación y luego se enrasó el matraz con agua desionizada.

Se realizó la cuantificación conjunta de Ca y Mg por quelatometría: a 20 mL del extracto aceto-amónico se le adicionaron 7 mL de solución reguladora (Cloruro de amonio-amoniaco, pH=10). Se tituló con solución EDTA (sal disódica del ácido etilendiaminotetraacético) 0,01 mol L⁻¹ utilizando como indicador Negro de Eriocromo T.

Para la cuantificación de calcio por quelatometría: a 20 mL de extracto acetoamónico se le adicionaron 10 mL de KOH 2 mol L⁻¹ para regular el pH a 11. Se tituló con solución EDTA 0,01 mol L⁻¹ utilizando Azul de Hidroxinaftol como indicador. El contenido de Mg se calculó por diferencia.

Para la cuantificación de Na⁺ y K⁺ se analizó en el extracto aceto-amónico utilizando fotometría de llama con los patrones correspondientes, con un fotómetro Cole Parmer Modelo 2655-00.

Carbono de las fracciones húmicas

Se cuantificó el contenido de carbono de las fracciones húmicas mediante la técnica propuesta por Sims y Haby (1971). Luego de cuantificar el contenido de carbono de cada una de las fracciones, se informó como porcentaje en función del COT de cada sitio.

Carbono de sustancias húmicas

La cuantificación del carbono de sustancias húmicas (CSH) consistió en la extracción previa de la fracción orgánica de las muestras con una solución de NaOH 0,10 mol L⁻¹ en una relación 1:10 (suelo/solución). La suspensión se agitó mecánicamente durante 4 horas en atmósfera de N₂. Luego se centrifugó a 2500 rpm durante 15 minutos, se filtró y se recolectó el extracto alcalino. Para la cuantificación del CSH, a una alícuota de 4 mL del extracto, se le agregó 98 mg de dicromato de potasio y 4 mL de H₂SO₄ concentrado; se realizó una digestión a 150°C durante 15 minutos. Se dejó reposar durante un período de aproximadamente 10 h. Posteriormente se le agregó 2 mL de agua desionizada, se agitó y se determinó el porcentaje de transmitancia (%T) en un espectrofotómetro Spectronic Genesys 20 Modelo 4001/4 a una longitud de onda de 590 nm, zona del espectro donde se registra la mayor absorbancia del Cr⁶⁺. La cuantificación del CSH se calculó a partir de una curva patrón que se realizó con glucosa.

Carbono de ácidos húmicos y carbono de ácidos fúlvicos

Para determinar el contenido de carbono de ácidos húmicos (CAH) y ácidos fúlvicos (CAF), se acidificó el extracto alcalino obtenido en el punto anterior hasta pH=2 con H₂SO₄ concentrado. Se dejó en reposo durante 24 horas hasta una completa precipitación de los AH, que se separaron del sobrenadante (fracción de carbono no precipitado) mediante centrifugación a 4000 rpm durante 15 minutos. El carbono no precipitado, considerado carbono de los ácidos fúlvicos (CAF), se determinó siguiendo el mismo procedimiento empleado en la determinación del CSH, descrito en el punto anterior. El carbono precipitado, se asume como el carbono de ácidos húmicos (CAH), se determinó por diferencia entre el CSH y el CAF.

Fracción liviana del carbono

Se realizó la determinación de la fracción liviana del carbono (FL) según Janzen *et al.* (1992).

Las muestras de suelo secado al aire fueron tamizadas (<2 mm), los residuos vegetales fueron retenidos en el tamiz y descartados. La fracción liviana (FL) se aisló utilizando una modificación del método descrito por Strickland y Sollins (1987). Se pesaron, aproximadamente, 10 g de suelo en un vaso de precipitados de 100 ml. Se agregó 40,0 ml de solución de NaI (densidad = $1,70 \pm 0,02 \text{ g cm}^{-3}$), la suspensión fue dispersada por durante 30 s usando un homogeneizador Virtis (Virtis Co., Gardiner). El vaso fue cubierto y la suspensión se dejó equilibrar por 48 h a temperatura ambiente. El material suspendido (FL) se transfirió a una unidad de filtración Millipore (Millipore Corp., Bedford) con papel Whatman N°.1 y se separó del resto de la solución que fue eliminada usando vacío.

Luego se lavó tres veces la FL, bajo succión, con alícuotas de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ y tres alícuotas de agua desionizada. Se dejó secar aproximadamente 17 h a 70° C , se extrajo la FL del papel de filtro y se pesó.

Al material decantado en el periodo de equilibrio (48 h) se le realizó una segunda extracción con el propósito de extraer la mayor cantidad de FL posible. La cuantificación de FL en la segunda extracción fue solo del 3,4% del contenido total de FL, lo que sugiere una buena recuperación de la FL del suelo. Otros autores sugieren métodos de separación de FL que utilizan una solución con una densidad de $2,0 \text{ g cm}^{-3}$ (Groenlandia y Ford, 1964).

Se decidió utilizar, para la cuantificación de la FL, una solución menos densa ($1,7 \text{ g cm}^{-3}$) por dos razones:

(i) permite el uso de compuestos y solventes inorgánicos (medios acuosos), que ofrece mayores ventajas de seguridad y conveniencia que el uso de compuestos y solventes orgánicos (Spycher *et al.*, 1983), y

(ii) previene la contaminación del FL con material mineral y organomineral, algunos de los cuales tienen una densidad de $1,7$ a $2,0 \text{ g cm}^{-3}$ (Sollins *et al.*, 1984; Perrott y Sarathchandra, 1987).

Fracción apolar

Los lípidos libres del suelo (**Fracción apolar**, Fap) fueron determinados según la técnica propuesta por Zancada *et al.* (2004). Se consideran tres fracciones de lípidos, en función del tipo de interacción asociada a la matriz del suelo, en este trabajo se extrajo y cuantificó la fracción lipídica más débilmente unida a la estructura edáfica.

Se utilizó para la extracción éter de petróleo (40-60°C) en extractores Soxhlet de 250 ml cargados con 50 g de suelo; la fase de extracción se renovó cada 12 h. El extracto total fue deshidratado con Na₂SO₄ anhidro, evaporado bajo presión reducida hasta aproximadamente 50 mL, terminando la evaporación del solvente en atmosfera de N₂ a temperatura ambiente (20-25°C), y finalmente se pesó.

Parámetros físicos

Estabilidad de los agregados

La estabilidad de los agregados (AS) de todos los materiales se realizó según el método de lluvia simulada desarrollado por Roldán *et al.*, (1994b) que se basa en suministrar un volumen determinado de agua en forma de gotas de “lluvia artificial” de energía conocida. Con el método se produce una ruptura mecánica de los agregados del suelo por el impacto de las gotas de agua.

El método para determinar AS consiste en pesar $4 \pm 0,01$ g de suelo (C) luego de ser tamizados por mallas de entre 0,25 y 4 mm. El material pesado se extiende sobre un tamiz de malla 0,25 mm de luz y se humedece el suelo mediante pulverización. Pasados 10 minutos, los agregados se someten a lluvia simulada durante 1 minuto con 150 ml de agua desionizada, la cual es aplicada desde una vasija cilíndrica ubicada a 1 m de altura para otorgar una energía cinética equivalente a 270 J m^{-2} . Las gotas de lluvia de 1,6 mm de diámetro se generaron desde 11 boquillas de pipeta automática ubicadas en la vasija. De esta forma se desagrega la porción de suelo susceptible a la ruptura, la cual pasa a través del tamiz de malla 0,25 mm. Esta fracción es descartada ya que es vulnerable al impacto de gota de lluvia. La porción que no atravesó el tamiz, es decir la fracción estable se pasa mediante lavado con agua deionizada, a una cápsula de porcelana previamente tarada (T). Se seca en estufa a 105°C, se deja enfriar y se pesa (A). Posteriormente, el contenido de la cápsula se humedeció y los agregados de la cápsula que resistieron la lluvia se rompen con la ayuda de una varilla de vidrio y se vuelve a pasar por el tamiz de 0,25 mm, con ayuda de una varilla

y chorro de agua, realizándose lavados a través del tamiz. Las partículas orgánicas y de arena que quedan sobre el tamiz, se colocan en la cápsula, se secan y se pesan (B). El porcentaje de agregados estables a la lluvia respecto a los agregados totales de la fracción del suelo comprendida entre 4-0,25 mm son los calculados de la siguiente manera:

$$\% \text{ agregados estables (AS)} = ((A-B)/(C-B+T))/100$$

A(g): peso de los agregados que resistieron la lluvia + peso de la cápsula

B(g): peso de arenas y material orgánico separado de los agregados que resistieron la lluvia + peso de la cápsula

C(g): peso de los agregados del suelo

T (g): peso cápsula

Los resultados de %AS se interpretan según Ramos y Nacci (1997):

elevada	> 75
media	50-60
baja	< 50

Repelencia del suelo al agua

La repelencia del suelo al agua (W_r) se midió mediante el Tiempo de Penetración de la Gota de Agua (WDPT) según la metodología propuesta por Wessel (1988), Bisdorn *et al.* (1993) y Doerr *et al.* (2005a). La repelencia al agua de una muestra se mide por el tiempo que demora en penetrar la gota de agua en el suelo (WDPT).

Para la determinación de W_r las muestras se secaron a 50 °C y se dejaron durante al menos siete días en ambiente con humedad al 50% y temperatura controlada (25°C).

Luego a la muestra de suelo se le colocaron 3 gotas de agua desionizada con pipeta o gotero. El tiempo necesario para penetrar la muestra de suelo fue registrado con un cronómetro para cada gota (Krammes y DeBano, 1965; DeBano, 1981). En este estudio se utilizó el valor promedio de tiempo de penetración de las tres gotas.

Un suelo se considera repelente al agua cuando el WDPT supera los 5 s. El WDPT puede aumentar a más de 3600 s en un suelo extremadamente repelente al agua (Dekker y Jungerius, 1990).

Según los valores de WDPT se definen las clases de W_r , para obtenerlas se debe calcular el valor del \log_{10} del “Tiempo de Penetración de la Gota de Agua” (WDPT).

La clasificación es la siguiente:

WDPT (s)	log WDPT	Clases	
< 5	-	Humectable	Wettable
5-60	0,7-1,78	Hidrofobicidad leve	Slightly water repellent
60-600	1,78-2,78	Hidrofobicidad fuerte	Strongly water repellent
600-3600	2,78-3,56	Hidrofobicidad severa	Severely water repellent
> 3600	>3,56	Hidrofobicidad extrema	Extremely water repellent

Tamaño de partícula

La proporción de las tres fracciones define la textura del suelo, de modo que las diferentes combinaciones permiten su agrupación en unas pocas clases y familias texturales. La clasificación textural y la clasificación de tamaño de partículas que se utilizan en la Argentina son las propuestas por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (Schoeneberger *et al.*, 1998).

Una metodología recientemente utilizada en Argentina para determinar el tamaño de partícula es el método basado en la difracción láser.

El fundamento de esta técnica es la difracción del haz de luz con un determinado ángulo en función del tamaño de partícula, el cual aumenta al disminuir el tamaño (Beuselinck *et al.*, 1998).

Para la determinación, el láser incide sobre una muestra de partículas en movimiento que pasan por un tubo central. Cuando el láser interacciona con una partícula, la luz se dispersa en diferentes ángulos (difracción) e incide sobre sensores o detectores colocados en

ángulos específicos. Según la intensidad de la luz detectada por cada sensor, se puede calcular el tamaño de las partículas; los ángulos más pequeños corresponden a las partículas más grandes y los más grandes a las partículas más pequeñas.

La distribución de intensidad de luz medida surge de la suma de los patrones de dispersión de cada partícula, información que un software específico transforma en distribución volumétrica del tamaño de partículas. El equipo utilizado fue Partica LA-950 Laser Diffraction Particle Size Distribution Analyzer.

Análisis estadístico

Los resultados obtenidos se sometieron a un análisis de la varianza (ANAVA) con el test de comparación de medias DGC (Di Rienzo *et al.* 2002) con $\alpha= 0,05$ y análisis de correlación de Pearson con $\alpha= 0,05$, entre tratamientos.

Posteriormente, se llevó a cabo un Análisis de Componentes Principales (ACP), que fue usado para explorar la posible asociación entre determinadas variables y para la extracción de la variación sistemática en un grupo de datos (Vergnoux *et al.*, 2009; Jiménez-Morillo *et al.*, 2017). Dicho análisis estadístico se utilizó en este estudio para observar el comportamiento de las variables estudiadas en cada uno de los sitios con diferentes restos vegetales para los suelos testigos y los afectados por incendios mediante. Todos los análisis se realizaron utilizando el programa estadístico InfoStat 2018 (Di Rienzo *et al.* 2018).

Resultados y discusión

Propiedades químicas

Uno de los mayores desafíos para la conservación de áreas agrícolas y con vegetación nativa, es el conocimiento de los efectos sobre el ecosistema suelo producidos por los incendios (Moreira *et al.*, 2012). Los incendios forestales pueden afectar dramáticamente las propiedades edáficas y los ciclos de los nutrientes; sin embargo, es posible mitigar los efectos negativos con propuestas de restauración apropiadas y posteriores a los eventos de fuego (Mataix-Solera *et al.*, 2011). Por lo tanto, es imprescindible un diagnóstico riguroso de la situación post-incendio. En general, las propiedades químicas del suelo demuestran cambios significativos después del incendio.

En la tabla 2.1 se observan las principales propiedades edáficas de los suelos analizados antes y después de un evento de fuego. El valor de pH aumentó significativamente en los sitios leñosos después del evento de fuego, P-Q y M-Q, respecto a sus correspondientes testigos, este comportamiento coincide con diversos autores (Rubenacker *et al.*, 2012; Fernández-García *et al.*, 2019), quienes observaron que en ecosistemas forestales (especialmente donde prevalece *Pinus halepensis* se produjeron aumentos en esta variable edáfica. Un comportamiento similar se observó en las muestras correspondientes a Mz-Q, uno de los sitios agrícolas, exponiendo cambios debido a la presencia de cenizas y sales básicas luego del incendio. En el otro sitio agrícola estudiado, S-Q, no se observó cambio significativo en el pH (tabla 2.1), estimándose que dicho efecto se debería a la escasez de cenizas, dada la menor cantidad de Cox y de residuos superficiales de este sitio. Las modificaciones en el valor de pH del suelo por la alta temperatura alcanzada durante el fuego pueden inducir cambios relevantes en la disponibilidad de macronutrientes tales como C orgánico, N y P, esenciales para la recuperación de la microbiota del suelo y la vegetación (Caon *et al.*, 2014). Es relevante el aumento en el contenido de los cationes disponibles, especialmente Ca^{2+} , en la solución del suelo producidos por el aumento del valor del pH en los sitios antes y después del evento de fuego, coincidiendo con Mataix-Solera (2009), especialmente en Mz.

La CE presentó un incremento en todas las muestras de suelo (quemados) Q analizadas y sólo se observó disminución en las muestras de M-Q, probablemente por el menor contenido de K y Pextr. El incremento en la CE puede atribuirse al incremento de iones en la solución de suelo como Ca^{2+} , K^+ , Pextr (Bolan *et al.*, 1996) y N, entre otras sales solubles presente en las cenizas del horizonte superficial aun no perdidas por erosión eólica (Zavala *et al.*, 2014).

Tabla 2.1. Propiedades químicas de los suelos testigos (T) y afectados por incendios (Q) de sitios forestales pino y monte nativo (P y M) y agrícolas con maíz y soja (Mz y S)

Suelos	pH	CE	N _T	P _{extr}	CIC	Ca ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Cox	COT
P-T	6,1a	0,6a	6,6a	25,4a	23,5a	10,3a	1,2a	0,2a	24,2a	105,3 ^a
P-Q	6,5b	1,2b	7,1a	53,3b	23,6a	11,1a	1,0a	0,2a	24,9a	127,7b
M-T	5,8a	2,4b	6,7a	102,6b	19,6b	10,5a	2,8b	0,2b	17,0a	116,5b
M-Q	7,8b	2,0a	6,1a	50,9a	13,8a	14,5b	1,3a	0,1a	15,5a	77,0a
Mz-T	6,2a	0,3a	4,2a	73,0a	24,2a	13,5a	3,3a	0,2a	23,5a	97,1 ^a
Mz-Q	7,3b	1,1b	6,7b	74,5a	27,8b	17,5b	5,1b	0,2a	21,3a	108,7b
S-T	6,7a	0,8a	4,8a	87,5a	16,7a	12,5a	2,8a	0,2a	11,6a	76,7 ^a
S-Q	6,8a	1,0b	5,1a	86,0a	21,6b	16,3b	3,2b	0,2a	14,2b	100,1b

*Unidades CE: dS m⁻¹; Nt: g kg⁻¹; Pextr: mg kg⁻¹; Cox y COT: g kg⁻¹ suelo; CIC y cationes: cmol kg⁻¹; letras distintas implican diferencias significativas (p > 0,05).

Con respecto al contenido de Nt (tabla 2.1) en suelos afectados por incendios algunos estudios sugieren que el efecto del fuego no es significativo o puede afectar el contenido de manera altamente variable (Caon *et al.*, 2014). En los suelos estudiados aquí sólo el sitio con manejo agrícola con maíz (Mz-Q) presentó un aumento significativo de este parámetro (~59%). El nitrógeno no completamente volatilizado permaneció como parte de los combustibles no quemados o fue convertido a la forma más disponible como NH₄-N, permaneciendo en el suelo (Certini, 2005). Este incremento temporal de nitrógeno disponible luego del fuego es utilizado rápidamente por las plantas dentro de los primeros años después de éste (Knoepp *et al.*, 2005). La respuesta entonces, de los diferentes ecosistemas a los cambios de nitrógeno varían con el tipo de vegetación, la fertilidad del suelo y la habilidad para reponerlo (Wan *et al.*, 2001).

El incremento de más de 100% en el contenido de Pext observado en las muestras correspondientes a P-Q con respecto a P-T coincide con lo observado por Moya *et al.*,

(2019), quienes observaron aumentos similares en sus estudios en suelos con pinares implantados.

La disponibilidad de P después del evento de fuego puede ser debida a variadas razones, entre ellas: la combustión de los materiales orgánicos, el alto contenido de fósforo inorgánico disponible, las elevadas temperaturas generadas durante el incendio, su deposición en las cenizas y, la falta de lluvias post-incendio que disminuye la actividad microbiana que lo consume (Mataix-Solera, 1999; Rubenacker *et al.*, 2012; Moya *et al.*, 2019). El contenido de Pextr en las muestras correspondientes a M-Q disminuyó de manera considerable (~50%), este comportamiento coincide con lo reportado por Colazo (2017). Este autor observó que a partir de los 500°C disminuye el nitrógeno total por volatilización y el fósforo disponible por precipitación. En las muestras de lotes agrícolas analizadas (Mz-Q y S-Q) la modificación en el contenido de Pextr no presentó cambios significativos (tabla 2.1) probablemente debido a que la escasa cantidad de residuos de cosecha superficiales que produjeron bajas temperaturas y tiempo de permanencia de los incendios.

El valor de CIC para las muestras correspondientes a P-Q (tabla 2.1) no presentó cambios significativos, probablemente debido a que la fracción orgánica del suelo aumentó, pero a formas más recalcitrantes de carbono, con menos sitios de intercambio por pérdida de grupos oxigenados en los restos semipirolizados y pirolizados y la inclusión de las cenizas en el muestreo. Las muestras correspondientes al otro sitio leñoso estudiado, bosque nativo (M-Q), disminuyó un 30% con respecto al testigo (M-T), esta característica puede deberse a que se alcanzó una elevada temperatura a la cual la materia orgánica es combustionada formándose en el proceso formas recalcitrantes de carbono y pérdidas por mineralización (Powers *et al.*, 1990; Knicker, 2011). Los datos aquí expuestos coinciden con lo expresado por diversos autores (Badía y Martí, 2003) quienes afirman que la CIC desciende después de los eventos de fuego, debido a la pérdida de materia orgánica que aporta sitios de intercambio a la matriz del suelo. Estudios previos muestran una correlación positiva y alta entre ellos, CIC- COT (+0,90) (Rubenacker *et al.*, 2018).

En las muestras correspondientes a los sitios con manejo agrícola (Mz-Q y S-Q), el valor de la CIC mostró una tendencia similar, con un aumento significativo de 15% y 29%, respectivamente. Debido a que estos sitios con manejo agrícola, por su sistema de labranza, dejan residuos de cosecha superficiales, se presume que el incendio ocurrido fue de baja

intensidad. Los cambios observados en los valores de CIC pueden ser debido al incremento en el COT en ambas muestras (Tabla 2.1) después del evento de fuego y los bajos contenidos de arcilla, de acuerdo con lo sugerido por Iglesias *et al.*, (1997), quienes sostienen que los cambios producidos en la CIC serían debidos principalmente a la presencia de materia orgánica, asociada con un aumento significativo del COT luego de los incendios.

Los cationes disponibles en la solución del suelo aportan al pH de cada sitio antes y después de cada evento. Se ha comprobado que el aporte de cenizas y la solubilización de los compuestos presentes causa un incremento en el pH del suelo que puede variar en magnitud dependiendo de la cantidad y su grado de combustión, así como de la capacidad del suelo para amortiguar estos cambios de pH (Mataix-Solera *et al.*, 2009). Los valores observados para los contenidos de los cationes (tabla 2.1) en los suelos analizados no fueron significativamente alterados después del evento de fuego.

En las muestras correspondientes a P-Q se observa que los contenidos de Na^+ y K^+ no fueron alterados por el incendio, y el leve incremento en el contenido de Ca^{2+} disponible (~7%) (tabla 2.1) podría ser efímero luego del incendio (Certini, 2005).

El incremento en el contenido de Ca^{2+} y K^+ disponible en las muestras correspondientes a M-Q y los sitios agrícolas (S-Q y Mz-Q) puede ser debido a la deposición e incorporación de las cenizas y material vegetal parcialmente pirolizado, que no fue perdido por lixiviación en el perfil ya que no hubo eventos de lluvia previos a la toma de muestras (Moya *et al.*, 2018).

Muchos estudios demuestran que los incendios afectan la relación de la MO con el complejo de intercambio. Los efectos de la temperatura de los incendios sobre los suelos varían según el rango de temperatura alcanzado en el evento de fuego, combustión y destilación del mantillo a 180-200°C, destilación de la materia orgánica a 200-315°C, volatilización del azufre entre 200-400°C y la combustión completa de la materia orgánica que se lleva a cabo a partir de 450°C (Powers *et al.*, 1990; De Negri *et al.*, 2014).

Los valores de COT en las muestras correspondientes a los sitios quemados P-Q, Mz-Q y S-Q se incrementaron en forma significativa (tabla 2.1), acordando con Knicker (2011) al sugerir que el carbono que queda inmediatamente después de los incendios contiene una gran cantidad de residuos orgánicos parcialmente pirolizados, pudiendo ser incorporados a

los suelos, y por lo tanto puede observarse un impacto importante en la cantidad y composición de la materia orgánica. La materia orgánica producida después del incendio (quemada) que se acumula en el suelo está compuesta de una gran variedad de compuestos orgánicos cuya estructura depende de la intensidad de la carbonización, la disponibilidad de oxígeno y también de la naturaleza de los residuos superficiales (combustible). El incremento en el contenido de COT podría tener impacto a largo plazo, asumiendo que los compuestos orgánicos producidos por el incendio son de mayor resistencia a la biodegradación (recalcitrantes) que los residuos vegetales humificados de manera natural. Teniendo en cuenta la diferente calidad de los residuos superficiales del monte nativo con respecto al otro sitio forestal P, M-Q expuso una disminución significativa en el contenido de COT, lo que podría significar que durante el evento se pudo alcanzar alrededor de 450°C, temperatura a la cual se produce una pérdida de C orgánico y N comparables a las observadas (aproximadamente 70 y 77% respectivamente). Según Jiménez-Morillo *et al.* (2016) la reducción de compuestos de carbono (especialmente polisacáridos y derivados) también podría deberse a pérdidas por lixiviación y transformaciones a formas de C fácilmente disponibles para la actividad microbiana después del incendio. El grado de alteración de la fracción orgánica dependerá de la naturaleza química de los residuos de la vegetación original (combustible), como de los restos semipirolizados y quemados de distintos orígenes (Knicker, 2011).

El contenido de Cox observado después del incendio fue variable, en las muestras correspondientes a M-Q y Mz-Q se cuantificó menor contenido de Cox luego del incendio y en las correspondientes a P-Q y S-Q las modificaciones no son significativas. Estas variaciones pueden ser debidas a la incorporación al suelo del material piroлизованo, semipiroлизованo y, además, la iniciación de los procesos de oxidación biótica (ataque microbiano) y abiótica, alcanzando la degradación de la lignina (Knicker, 2011).

Algunos estudios muestran decrecimientos significativos en el Cox (Benito *et al.*, 2014) mientras que otros autores como Fernández-García *et al.* (2019) observaron que no se producen cambios significativos en parámetros edáficos como C y N después de un evento de fuego, otros obtuvieron resultados contrastantes que indican una alta dependencia de factores que son variables en los eventos tales como la profundidad de la quema, incorporación de los residuos y/o su velocidad de descomposición (Caon *et al.*, 2014).

Fracciones de carbono

La caracterización molecular de la MOS provee información objetiva de los procesos del suelo, ya que por su calidad y resiliencia se toman como indicadores frente a los cambios que producen diversos impactos ambientales. Los estudios estructurales de la MOS también son útiles para establecer la extensión de los procesos de estabilización del C en los diferentes tipos de suelos (Almendros and González-Vila, 2012).

El estudio de los suelos afectados por incendios es necesario para estimar su degradación y para plantear posibles estrategias de rehabilitación con el objetivo de un enriquecimiento orgánico. Ante esta situación, el análisis de las propiedades físico-químicas puede ser planificado con diversos objetivos, tales como el ordenamiento en el manejo del bosque, mantener y/o incrementar el contenido de C, N, nutrientes y sustancias húmicas (Vergnoux *et al.*, 2009).

Diversos autores (Almendros *et al.*, 1990; Neary *et al.*, 1999), explican que durante la acción del fuego se produce una destrucción selectiva de las sustancias húmicas poco evolucionadas, aumentando las formas orgánicas más estables. De acuerdo con la intensidad de la quema, su efecto puede disminuir con el transcurso del tiempo, en el corto plazo (2-5 años).

Tabla 2.2 Fracciones de carbono (CAF, CAH y CSH), fracción liviana del suelo (FL), fracción apolar (Fap), hidrofobicidad (Wr) y estabilidad de los agregados (AS) en suelos T y Q de los sitios forestales (P y M) y de los agrícolas (Mz y S)

Suelos	CAF	CAH	CSH	FL ⁺ (suelo)	FL ⁺⁺ (COT)	Fap (Lípidos)	Wr (log WDPT)	AS
P-T	6,9a	12,3b	19,2b	5,97a	56,7a	0,25a	Np	82,7a
P-Q	7,9b	10,6a	18,2a	8,57b	66,9b	0,50b	2,00	85,7b
M-T	7,7b	12,4a	20,0a	5,04a	43,3b	0,20a	Np	83,4a
M-Q	6,8a	14,3b	21,1b	13,08b	17,3a	0,29b	1,23	88,3b
Mz-T	5,3a	5,6b	10,9a	0,60a	6,0a	0,48b	Np	62,8a
Mz-Q	6,9b	3,6a	10,5a	2,88b	26,2b	0,33a	Np	80,2b
S-T	8,1a	9,7a	17,8a	1,28a	16,7a	0,61b	Np	68,2a
S-Q	8,7b	10,8b	19,5b	2,17b	21,7b	0,15a	Np	70,1a

*Unidades: % CAF, CAH y CSH: $\text{g}100\text{g}^{-1}$ COT; Log WDPT: no presenta: np; % FL⁺: $\text{g}100\text{g}^{-1}$ suelo; % FL⁺⁺: $\text{g}100\text{g}^{-1}$ de COT; Fap (compuestos apolares): g kg^{-1} ; AS: % agregados estables; letras distintas implican diferencias significativas ($p > 0,05$).

Teniendo en cuenta el contenido de carbono en las fracciones, CAF aumenta de forma significativa para la situación post-incendio en P-Q, Mz-Q y S-Q (tabla 2.2). Podría ser a expensas de la fracción de CAH como en el caso de P-Q y Mz-Q. El otro sitio leñoso afectado por incendios M-Q, presenta un comportamiento distinto, ya que disminuye el contenido de carbono de la fracción CAF y aumenta el contenido de las otras dos fracciones, CAH y CSH, las cuales se relacionan con una fracción orgánica obtenida por separación física, la FL (suelo). Esta fracción, FL, es el material orgánico más joven y activo del suelo similar a los residuos superficiales de los cultivos o restos de vegetación. El contenido de CAF está correlacionado con los residuos orgánicos recientemente incorporados al suelo y,

junto con la FL, son la fracción más susceptible a cambios debidos a las prácticas de manejo en suelos agrícolas (Rivarolla y Rosell, 2008; Galantini, 2008).

Las fracciones lábiles de la MO son más sensibles a los efectos del uso de la tierra, motivo por el cual se utilizan como indicadores tempranos de efectos o cambios de procesos (Galantini y Suñer, 2008). Por otro lado, hay evidencias que el fuego efectivamente afecta a la MOS, removiendo, preferentemente, materiales biogénicos termolábiles, pero conjuntamente, preservando selectivamente a los materiales derivados de ligninas resistentes al fuego (Skjemstad, 1996) sin embargo, dicha situación es distinta según la vegetación del sitio (Badía *et al.*, 2014 a).

La FL es la MOS no firmemente asociada a los minerales del suelo, considerada como los residuos de plantas y animales a ser descompuestos con mayor rapidez. La FL posee una relación C/N mayor que el suelo en su totalidad, con valores aproximados entre 12 y 30; su densidad específica es relativamente baja, $< 2 \text{ g cm}^{-3}$ (Christensen, 1996). Contribuye hasta 30% del total de la MOS, y es un importante pool de disponibilidad de C durante su descomposición (Stevenson and Cole, 1999).

La cantidad de FL es afectada por el uso del suelo, tipo de vegetación y otros factores que afectan la producción primaria y descomposición, como clima, tipo de suelo, y actividad microbiana (Gregorich *et al.*, 1996).

Las pérdidas de MOS durante los primeros años de cultivo son mayores que en los años siguientes. Esta rápida descomposición inicial es probablemente el resultado de la descomposición de la FL (Janzen *et al.*, 1992). De esta forma, la FL constituye una propiedad dinámica con potencialidad para ser usada en estudios de descomposición de MOS en diferentes ecosistemas y como un buen indicador biológico de efectos producidos como consecuencia de diferentes manejos o situaciones, como eventos de fuego, a corto y largo plazo (Janzen *et al.*, 1992).

Según se observa en la tabla 2.2 el contenido de FL del suelo en los sitios forestales (P y M) presentaron valores superiores a los agrícolas (Mz y S), independientemente que fueran los testigos (T) o los quemados (Q). Por su naturaleza dinámica, la FL es más sensible en el corto plazo a cambios en el ingreso de C (C-input) al sistema comparado con la MOS total, y por lo tanto ha sido usada como indicador temprano de cambios en la calidad de la

MOS en estudios que comparan distintas situaciones y producciones agrícolas (Haynes, 2000). Dentro de los macronutrientes, también es determinante el efecto de la temperatura alcanzada en cada evento en el ciclo del N. En los sitios agrícolas estudiados se presentaron aumentos del N (significativos y no significativos) y también una alta correlación con FL, lo cual lleva a tener en cuenta que la mineralización del N encontrada en muchos estudios pone en evidencia el papel de esta fracción como fuente de energía y nutriente en el corto plazo (Galantini *et al.*, 2008).

Se puede observar que los valores de la FL(COT) de los sitios forestales son mayores que en los sitios agrícolas. Después del incendio, el contenido de esta variable analizada en las muestras correspondientes P-Q, Mz-Q y S-Q presentó aumentos significativos con respecto a sus testigos y análogos con el aumento del contenido de COT (tabla 2.1). En las muestras correspondientes a M-Q se puede observar que fue el único sitio en el que disminuyó el contenido de COT paralelamente con el de la FL(COT). Teniendo en cuenta la situación original (P-T), la mayor cantidad de FL se encuentra en suelos sin uso, donde existe una mínima exportación de biomasa y nutrientes, y una vegetación permanente con alto retorno de residuos vegetales, razón por la cual la FL se acumula (Zagal *et al.*, 2002). Lupi *et al.* (2012) destacan el efecto negativo del fuego luego de 10 años de su ocurrencia y señalan como el contenido de la FL (suelo) fue la variable más sensible a los cambios ocurridos por el manejo. De una manera similar al efecto del fuego, el laboreo favorece la oxidación de la MO más lábil, aumentando la predominancia de las fracciones más estables.

Jiménez-Morillo *et al.* (2018) afirman que un evento de fuego afecta en forma diferenciada a las fracciones granulométricas de tamaño grueso que a las partículas de menor tamaño (< 0,05 mm). En las fracciones finas se encontraron dos grupos de compuestos químicos diferentes que pueden asociarse a la acumulación de carbono en el suelo; una de origen microbiano, con compuestos apolares (derivados de lípidos) y compuestos nitrogenados, y otra pirogénica secundaria o térmicamente alterada, con predominio de derivados aromáticos. Este tipo de compuestos no sólo persisten en el suelo y se concentran después del incendio, sino que son resistentes a la posterior biodegradación y por lo tanto el carbono de su estructura ya no se intercambia activamente con el de la atmósfera (Jiménez-Morillo *et al.*, 2018).

En la tabla 2.2 se muestran también los cambios de la Fap para todas las muestras analizadas. Se puede observar que la Fap presente en los sitios con especies leñosas (P y M) expusieron una tendencia similar, aumentando su contenido después de que se produjeran los incendios (P-Q y M-Q), observándose el mayor incremento (100%) en el sitio con pinar implantado, P-Q. En los sitios afectados por incendios, las prácticas de manejo del suelo afectan no solamente los procesos de erosión sino también a las propiedades edáficas (Bodi *et al.*, 2012) y tienen un alto impacto sobre la materia orgánica; una parte de ella, la Fap, tiene una correlación alta y positiva (0,81) con el contenido de FL (COT) en los suelos testigos. Diversos autores afirman la existencia de dos fuentes de compuestos apolares en las diferentes fracciones del suelo, encontrándose la más humificada en las fracciones de menor tamaño (Jiménez-Morillo *et al.*, 2017). Después de los eventos de fuego, las relaciones entre algunas variables edáficas cambiaron, las fracciones de carbono (CSH, CAF y CAH) y contenido de FL (COT) presentan una correlación alta y positiva con los compuestos apolares (Fap) (0,90), sugiriendo que los cambios químicos observados en la MOS luego de un evento podrían jugar un importante rol en las propiedades coloidales y la W_r de los suelos afectados (Atanassova *et al.*, 2012).

Dentro de los sitios con uso agrícola, en las muestras correspondientes a S-T se observó el mayor contenido de fracción apolar (Fap) con respecto a los otros escenarios estudiados. Además, presentó una correlación positiva de 0,90 con el contenido de carbono de CSH, CAF y CAH. Después de ocurridos los incendios, en las muestras correspondientes a los sitios bajo uso agrícola, Mz-Q y S-Q se observó una disminución del contenido de Fap; en las muestras de S-Q la disminución fue de un 25% con respecto a la cantidad inicial, S-T. La disminución de la Fap (alquilcompuestos entre otros) puede ser debida a los efectos directos del fuego, que produce termoevaporación de compuestos sencillos, además de lípidos libres, además del craking termal que produce compuestos de cadena más corta (Jiménez-Morillo *et al.*, 2016). También se observó una correlación de +0,91 entre Fap y AS más allá de que luego del incendio se presentó una correlación alta y negativa de 0,90 entre la fracción apolar y las todas fracciones de carbono, lo que indicaría que después del evento de fuego cambia la interacción entre las distintas fracciones que constituyen la materia orgánica del suelo, y por lo tanto su calidad y propiedades.

Repelencia del suelo al agua (W_r)

La superficie de un suelo repelente al agua puede ofrecer una resistencia de variada intensidad a la humectación, lo que hace que oscile el tiempo de infiltración del agua acumulada en la superficie, tiempo que pueden fluctuar desde unos pocos segundos hasta horas, días o semanas (Jordán *et al.*, 2010). Puede presentarse W_r en forma natural o luego de incendios, lo cual sugiere que el fuego en algunos casos puede inducir esta propiedad. Muchos autores han comprobado que la repelencia al agua puede ser inducida en los suelos después de la exposición a altas temperaturas (De Bano 2000b; Doerr *et al.*, 2005) también lo contrario (Arcenegui *et al.*, 2008).

La W_r ha sido observada en suelos agrícolas y forestales expuestos a distintos manejos, condiciones climáticas y los diferentes cultivos (Doerr *et al.*, 2000). Entre los impactos negativos se pueden mencionar: la reducción en la velocidad de infiltración del suelo, la pérdida de nutrientes, la lixiviación de agroquímicos, la limitación de la germinación y crecimiento de las plantas (Jordán *et al.*, 2010; Doerr *et al.*, 2009). No obstante, la repelencia al agua no siempre tiene efectos negativos, Blanco-Canqui y Lal (2009) y Urbanek *et al.* (2007) afirman que se puede contribuir a un incremento en la estabilidad estructural y/o secuestro de carbono. Además, otros autores han sugerido que por sus relaciones con otras propiedades del suelo y la facilidad de su determinación, debería incluirse la determinación de la W_r en los análisis rutinarios del suelo como un indicador de su calidad física (Blanco-Canqui y Lal, 2009; Jordan *et al.*, 2010).

En las muestras correspondientes a los sitios forestales P-T y M-T la W_r no se manifestó naturalmente. En las muestras de P-Q se observó el mayor desarrollo de W_r con un valor 2 (tabla 2.2), caracterizando a este suelo con una categoría de **fuerte** repelencia (strong 180) (Bisdom *et al.*, 1993, tabla de clasificación de W_r en Materiales y Métodos). Para las muestras de M-Q el valor determinado fue de 1,23 (tabla 2.2) que corresponde a la categoría de **leve** repelencia (slight 30), según Bisdom *et al.* (1993).

El aspecto y grado de repelencia al agua están estrechamente relacionados con el contenido y calidad de la materia orgánica, los restos de plantas, con varios componentes del suelo, entre ellos macro y micro agregados (Bisdom *et al.*, 1993; Jimenez-Pinilla *et al.*, 2016). En los suelos quemados estudiados se observó que la W_r tuvo alta y positiva

correlación con COT ($> 0,9$), con el contenido de las fracciones carbono y con la Fap (0,97). Es bien conocido que la severidad del fuego es uno de los factores que principalmente controlan el grado de W_r en suelos quemados. Esta propiedad se puede inducir o incrementar si la temperatura alcanzada está entre 200 y 250°C (Osborn *et al.*, 1964), o destruirla si la temperatura registrada en el suelo durante el incendio está entre 270 y 300°C (De Bano *et al.*, 1976). Los rangos de temperatura varían de unos suelos a otros, y también depende de la duración de dichas temperaturas. Además, se ha comprobado que tanto el tipo de vegetación como la cantidad de combustible quemado influyen (Arcenegui *et al.*, 2007), y de la misma manera se ha observado la importancia de las propiedades del suelo como factores controladores del grado de W_r que se puede desarrollar como consecuencia de la combustión (Arcenegui *et al.*, 2007; Mataix-Solera *et al.*, 2008).

En comparación con las áreas naturales o semi-naturales, la repelencia al agua en un fenómeno muy poco estudiado en los suelos cultivados, especialmente en las zonas mediterráneas (Keizer *et al.*, 2007), aunque los primeros trabajos sobre la repelencia al agua en los suelos se centraron en los suelos agrícolas (Wander, 1949). En la actualidad, existe una fuerte necesidad de caracterizar la repelencia al agua en los suelos agrícolas a escala regional, con distintos tipos de manejo y clima. Lo mismo es válido para el caso de suelos no labreados, según lo sugieren Blanco-Canqui y Lal (2009), quienes sostienen que W_r tiene diferentes impactos sobre la estabilidad de los agregados y el secuestro de carbono (Jordan *et al.*, 2010).

Las muestras correspondientes a los suelos testigos con uso agrícolas (Mz-T y S-T) no presentaron W_r ni aún después de los eventos de incendios. La repelencia al agua también se encuentra asociada a algunos cultivos; por ejemplo, en Australia se desarrolla bajo cultivos de lupino (*Lupinus cosentinii* L.) (Carter *et al.*, 1994).

Diversos autores afirman que a medida que transcurre el tiempo, la W_r causada por los restos vegetales recién quemados, decrece debido a procesos de oxidación que incrementan la polaridad de los compuestos producidos por el incendio y modifica la capacidad de intercambio catiónico, la retención de nutrientes o su solubilidad en el agua del suelo (Hillscher *et al.*, 2009).

Estabilidad estructural de los agregados (AS)

Los valores más altos de AS se cuantificaron en las muestras correspondientes a los sitios forestales testigos P-T y M-T, este último ha presentado el valor más alto (tabla 2.2). Además, hubo una alta correlación entre AS y el contenido de las distintas fracciones de carbono (+0,86 y 0,90) y con COT (+0,83). Coincidiendo con Cerdá y Sandoval, (2000), quienes sostienen que se produce una interacción entre la vegetación y AS que puede ser atribuida a la protección que proporciona el material orgánico de la cobertura y la biota del suelo.

García–Orenes *et al.* (2012) indicaron que la estabilidad de los agregados del suelo (AS) puede incrementar o disminuir debido a las condiciones climáticas, prácticas agrícolas y aportes de la materia orgánica fresca, a través del tiempo. La estabilización de los agregados del suelo depende de numerosos factores biológicos incluyendo biomasa microbiana del suelo, raíces de las plantas, C y N incorporado de la materia orgánica fresca, sustancias húmicas y compuestos producto de los microorganismos, entre otros.

Las prácticas de manejo del suelo como aradas, implantación de pasturas, quemas, entre otras, afectan la AS modificando la actividad biológica del suelo a través de diferentes interacciones físicas y químicas entre los carbohidratos solubles, la glomalina (Lozano *et al.*, 2015) y cambios estructurales que involucran agregación (García–Orenes *et al.*, 2012).

Mataix-Solera y Doerr (2004) y Goebel *et al.* (2005), indicaron que los incendios también pueden presentar efectos positivos como la mejora del almacenaje de C en el suelo y AS.

Después de los eventos de fuego, la AS en los sitios forestales (P-Q y M-Q) aumentó significativamente a valores de 85,7 % y 88,3 % respectivamente (tabla 2.2). Se produjeron variaciones en muchos parámetros edáficos debido a la temperatura alcanzada observándose cambios en la AS, los valores desarrollados se correlacionaron negativamente con el contenido de COT (0,82) y con las diferentes fracciones de carbono (oscilando entre 0,82 y 0,94); y de manera positiva con la FL(s) (0,85). La correlación positiva entre AS y FL(s) coincide con lo reportado por García–Orenes *et al.* (2012) quienes sostienen que esta variable edáfica es un buen indicador de la calidad del sistema suelo y es sensible al tipo de vegetación.

En coincidencia con Mataix-Solera y Doerr (2004), quienes sugieren que al aumentar la Fap en los suelos afectados por incendios puede manifestarse la W_r , este parámetro podría incrementar la AS, con sus posibles consecuencias sobre la resiliencia de los suelos que por lo general se traduce en una mayor capacidad de almacenamiento de carbono. La presencia de compuestos hidrofóbicos asociada a W_r también explicaría el aumento de AS. Este fenómeno ha sido documentado por varios autores (Chenu *et al.*, 2000; Mataix-Solera and Doerr, 2004; García-Corona *et al.*, 2004; Arcenegui *et al.*, 2008b).

Los valores de AS (tabla 2.2) de los sitios testigos bajo uso agrícolas (S-T y Mz-T) fueron hasta un 16% inferiores que las muestras correspondientes a los sitios forestales testigos (P-T y M-T). En las muestras correspondientes a Mz-Q se observó un aumento significativo en AS, mientras que en las de S-Q no se observó variación. Es de destacar que los sitios agrícolas testigos presentaron los valores más altos de Fap. Luego del incendio sus valores disminuyeron y presentaron una correlación significativa y negativa con AS.

La combustión de la materia orgánica en incendios de alta intensidad llevaría a la destrucción de agregados, teniendo en cuenta el importante papel de la MO en la agregación (Oades, 1993). Sin embargo, en muchos casos, lo que se ha encontrado es el patrón opuesto, es decir valores de estabilidad superior en los suelos quemados comparando con los valores de los suelos controles de referencia (Guerrero *et al.*, 2001a; Mataix-Solera and Doerr, 2004; Arcenegui *et al.*, 2008 a, b; Jiménez-Pinilla. *et al.*, 2016).

De acuerdo con el análisis realizado a los parámetros edáficos estudiados, se llevaron a cabo análisis de componentes principales (ACP) separando especies leñosas de agrícolas, tomando en cuenta las mayores variabilidades que caracterizaban a cada sitio (tratamiento).

En los ACP (Fig. 2.1 y 2.2) se muestran las posiciones de las variables y su relación con cada sitio. La posición de las variables en el conjunto de ejes muestra sus contribuciones relativas a las construcciones de los ACP.

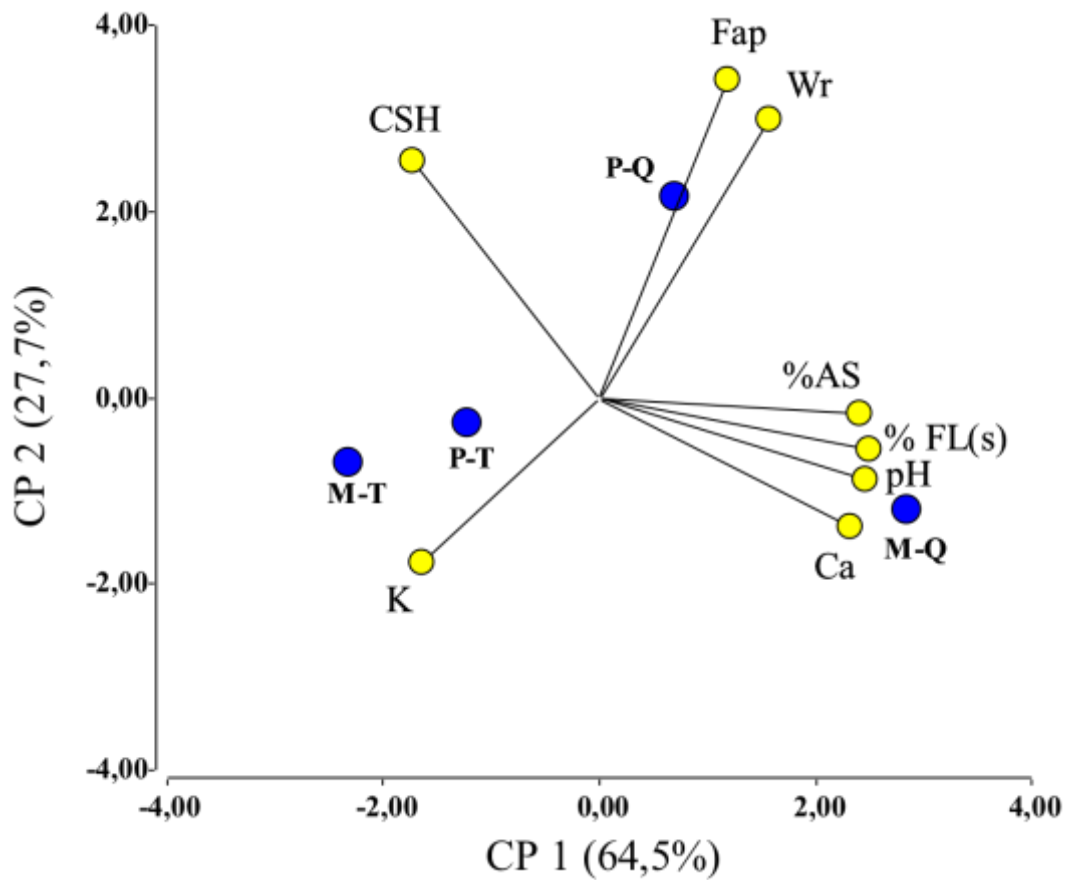


Fig. 2.1 gráfico de ACP de suelos de especies forestales (color azul): pinar (P) y monte nativo (M), T(testigo) y Q (afectado por incendios) y variables edáficas evaluadas (amarillo)

En la fig. 2.1 se puede observar el ACP que describe la variabilidad en las especies leñosas. El 92,2% de la varianza fue explicada por los dos componentes principales. El CP1 explica el 64,5% del grupo de datos y correlaciona positivamente FL(s), Ca^{2+} , pH y AS en el M-Q. El CP2 explica el 27,7% de la composición de datos, correlacionando positivamente la Fap, Wr y CSH caracterizando al otro sitio con especies leñosas, P-Q.

Otros autores afirman que las especies vegetales que más comúnmente se asocian con Wr son árboles perennes con una considerable cantidad de resinas, ceras o compuestos aromáticos, como ocurre en el caso de eucaliptos y pinos. Wr también se ha encontrado bajo especies arbustivas en áreas templadas (Mallik y Rahman, 1985), matorral mediterráneo (Jordán *et al.*, 2008; Jordán *et al.*, 2010) u otros tipos de bosque en condiciones de clima

semi-desértico (De Bano, 2000b). La repelencia al agua en suelos ha sido descrita por varios autores en suelos bajo pinos (Lewis *et al.*, 2006), alcornoques (Jordán *et al.*, 2008) y otras especies de *Quercus* (Cerdà, 1998; Mataix-Solera *et al.*, 2007), y otros árboles de hoja caduca (Buczko *et al.*, 2002).

Luego de producirse el incendio, en el sitio P-Q se puede observar como la W_r está relacionada con F_{ap} , lo cual concuerda con lo encontrado por Jiménez-Morillo *et al.* (2017), demostrando que la presencia de W_r se ha explicado a partir de efectos ligados a la translocación y acumulación de compuestos orgánicos de carácter hidrofóbico, principalmente sustancias de naturaleza lipídica (ceras, ácidos grasos, etc.). La W_r disminuye, pero no desaparece completamente al eliminar los lípidos lo cual coincide con De Blas *et al.* (2010) y Rubenacker *et al.* (2018). Ello sugiere la contribución de factores adicionales, como pueden ser cambios en la naturaleza y composición de la fracción orgánica recalcitrante, insoluble, de la MOS, que incluye las denominadas sustancias húmicas. Jiménez-Morillo *et al.* (2018) mostraron que la W_r es diferente dependiendo de la composición molecular de la MOS, lo que sugiere que los factores estructurales asociados a ella son diferentes en los distintos tipos de suelo, y que dependen del impacto del fuego. Muchos autores han hecho hincapié en la capacidad de los ácidos húmicos de inducir repelencia al agua del suelo (Doerr *et al.*, 1998; Roy and McGill, 2000), aunque el contenido hidrofóbico de la MOS es bajo (Jungerius and de Jong, 1989).

No solamente se presentan las investigaciones de la influencia directa de la vegetación y microorganismos en W_r sino que también los investigadores han procurado establecer relaciones generales entre la MO en los suelos y el contenido de carbono orgánico y el grado de repelencia (Doerr *et al.*, 2000). Los resultados, sin embargo, no han sido concluyentes. Se han encontrado correlaciones positivas entre el contenido en materia orgánica del suelo y W_r por Scholl (1975) en un suelo pedregoso bajo *Juniperus sp.* en Utah (EEUU), Rodríguez-Alleres *et al.* (2007) en una región húmeda española, y Martínez-Zavala y Jordán-López (2009) en brezales subhúmedos mediterráneos. Pero también se han observado correlaciones pobres, negativas o no significativas (De Bano, 1981; Jungerius y de Jong, 1989; Wallis *et al.*, 1990; Scott, 2000), e incluso resultados contradictorios en función del tipo de vegetación o el uso (Martínez-Zavala y Jordán-López, 2009; Jordán *et al.*, 2009).

Diversos autores han concluido que W_r puede estar controlada por el tipo y calidad de la materia orgánica más que por su cantidad (De Bano *et al.*, 1970; Jaramillo, 2004). Según Doerr *et al.* (2000), la única explicación para la falta de relación clara entre MO y W_r puede ser que la pequeña cantidad de compuestos hidrofóbicos responsables de la repelencia al agua no sea proporcional a la cantidad total de materia orgánica presente en los suelos, particularmente en los distintos horizontes o incluso en los distintos suelos comparados.

En lo que se refiere a los cationes intercambiables, en las muestras de los sitios con especies leñosas se pudo observar como el K^+ caracteriza a M-T y P-T, mientras que M-Q se muestra más relacionada con variables como Ca^{2+} , además de pH y AS, teniendo en cuenta la función cementante de este catión como aporte a la AS.

En la fig. 2.2 se presenta el ACP de los sitios agrícolas (Mz y S) T y Q (color azul) y variables edáficas evaluadas.

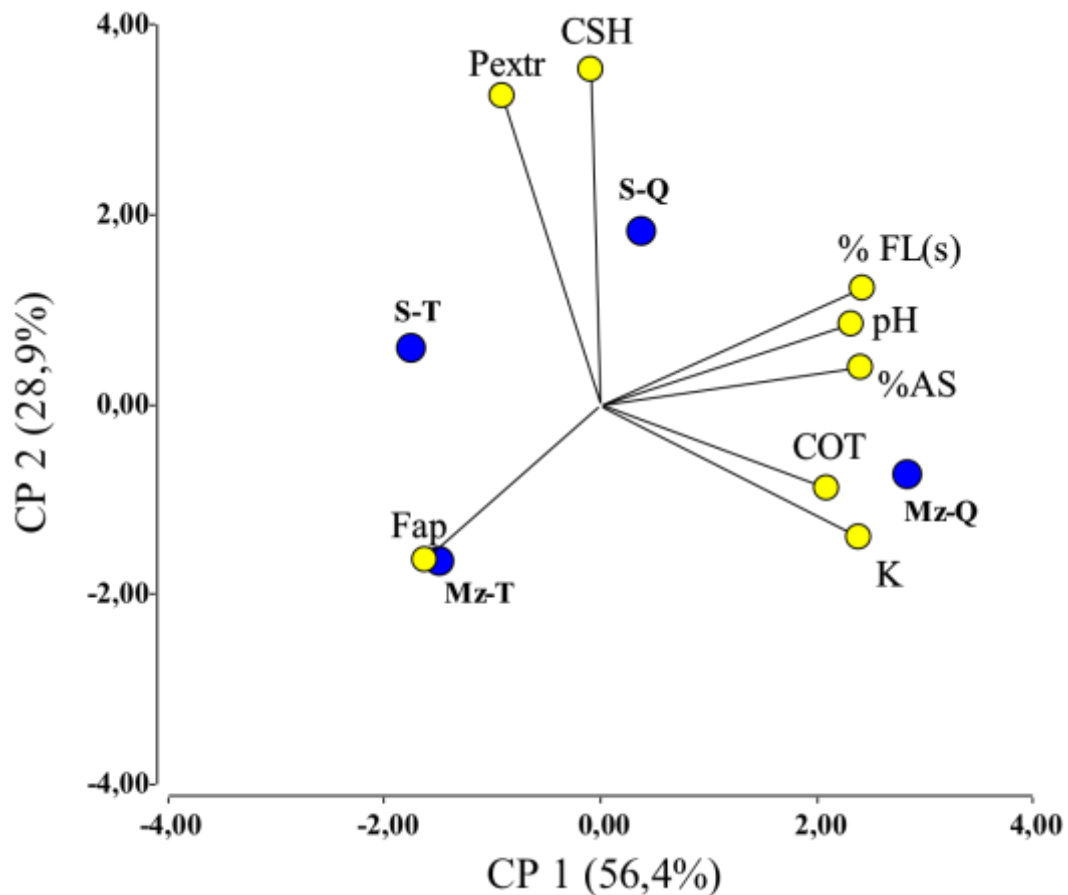


Fig. 2.2 gráfico de ACP de suelos de lotes agrícolas bajo siembra directa (color azul) soja (S) y maíz (Mz), T (testigo) y Q (afectados por incendios) y variables edáficas evaluadas (amarillo)

En la fig 2.2 se pueden observar los cambios ocurridos en las variables edáficas analizadas en las muestras de los sitios con maíz (Mz) y soja (S) antes (T) y después del evento de fuego (Q).

En general, el hecho de que el origen de la Wr no se pueda explicar a partir de la proporción de una única familia de compuestos químicos, sino por la contribución de diferentes compuestos individuales, ninguno de ellos con una contribución preferente, sugiere que la Wr depende de las propiedades conferidas a la MOS por la presencia de conjuntos característicos de compuestos orgánicos, que varían en función del impacto del fuego sobre la MOS. El análisis de la incidencia del fuego sobre la composición molecular

de la MOS muestra que la W_r se manifiesta como una propiedad no sólo del efecto aditivo, sino de la interacción entre numerosos agentes causales (Jiménez-Morillo *et al.*, 2018).

No se presentó W_r en los suelos agrícolas de Mz-T ni S-T, ni aún después de los incendios, Mz-Q ni S-Q (tabla 2.2).

Tras un experimento de laboratorio Arcenegui *et al.*, (2007) observaron que, al someter diferentes muestras de suelo a calentamiento intenso, algunas no lograban desarrollar repelencia al agua, y otras sí. Además, se ha observado que determinados tipos de suelos de textura arcillosa con suficiente MO como para desarrollar repelencia al agua tras la acción del fuego, tal como sugirió De Bano (1991), no lo hacen (Mataix-Solera *et al.*, 2008). Esto puede deberse a la cantidad relativamente baja de MO respecto al contenido de arcilla, tal como han sugerido diversos autores (De Bano, 1981) aunque otros apuntan al origen mineralógico de las arcillas como la causa principal (Jordan *et al.*, 2010).

Los sitios testigos S-T y Mz-T se diferenciaron de las especies leñosas fuertemente en lo que se refiere a Fap presentando el mayor contenido (tabla 2.2 y fig 2.2). Luego del incendio, la variable mencionada se modificó drásticamente, especialmente en S-Q, quedando este sitio más caracterizado por CSH. Esto es llamativo, dado que su contenido es similar a los forestales y no a al suelo agrícola, Mz. Este sitio, Mz-Q está más caracterizado por AS, relacionado con la cantidad de rastrojo de maíz superficial, bajo cultivo agrícola por más de 30 años.

Tamaño de partícula

Los suelos están compuestos por partículas minerales y orgánicas de distintos tamaños. La fracción menor a 2 mm de diámetro se denomina *tierra fina* y en ella se distinguen tres fracciones granulométricas: arena (entre 2000 y 50 μ), limo (2-50 μ) y arcilla (<2 μ) (Schoeneberger *et al.*, 1998).

La textura de un suelo, o de sus distintos horizontes, está vinculada a la herencia del material parental, al tipo de meteorización, a los procesos de sedimentación y de transporte, y a la pedogénesis dominante. A su vez, la textura condiciona el comportamiento físico-químico del suelo. La permeabilidad, la capacidad de retención hídrica, la distribución del tamaño de poros, la capacidad de intercambio de iones y de almacenamiento de materia

orgánica, son algunas de las características del suelo más estrechamente relacionadas con la textura. Esta también afecta el drenaje interno, las operaciones agronómicas y las propiedades ingenieriles de los suelos (Taboada y Álvarez, 2008; USDA-NRSC, 2014).

La distribución del tamaño de partículas (PSD) determina fuertemente las propiedades físicas y mecánicas del suelo. La proporción de cada tamaño de partículas (grava, arena, limo, arcilla) es un criterio esencial para su clasificación. Uno de los métodos modernos alternativo a los métodos hidrométricos tradicionales (HM), utilizado en el análisis granulométrico es el análisis de difracción láser (LDA). Los puntos fuertes de esta técnica son la simplicidad de uso, rapidez de medición, amplio rango de medición (desde 0,01 μm hasta varios milímetros) y alta reproducibilidad. El principio de LDA es la detección del patrón de difracción creado por las partículas iluminadas por un haz de luz láser. Este patrón difractado depende principalmente del tamaño de las partículas en la muestra. Sin embargo, el uso de LDA para determinar la PSD del suelo también tiene algunas limitaciones. La distinción sustancial en las técnicas de medición causa dificultades en la interpretación y comparación entre los resultados obtenidos por LDA y el HM estandarizado. Esto es relevante cuando se utiliza PSD como base para la clasificación del suelo. Sin embargo, en cada caso, existe una clara indicación de interpretar los resultados de forma individual, dependiendo del tipo y génesis del sedimento (Goraczko and Topolinski, 2020).

En este estudio se utilizaron los resultados de LDA con el objetivo de resaltar y detectar cambios en las muestras de los sitios afectados por incendios.

Imagen 2. 1. Tamaño de las principales partículas del suelo

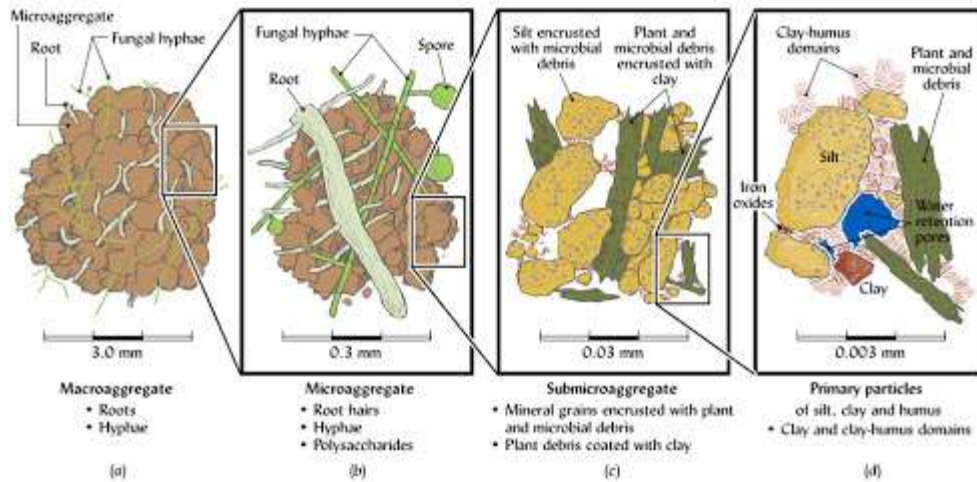


Imagen 2.2 Niveles de jerarquía de los agregados del suelo

Los agregados grandes están compuestos de una aglomeración de pequeños agregados. Los factores importantes para la agregación a cada nivel son indicados:

- Un macroagregado compuesto de muchos microagregados unidos por una red viscosa formada desde las hifas de los hongos y raíces finas.
- Un micro agregado constituido mayormente por granos de arena fina y pequeños grupos de granos de limo, arcilla y restos orgánicos unidos junto a pelos radicales, hifas fúngicas y gomas.
- Un submicroagregado conformado por finas partículas de limo, incrustada con restos orgánicos y pequeños trozos de plantas y restos de microbianos (llamadas partículas de materia orgánica) insertados con pequeños paquetes de humus, arcilla y óxidos de hierro y aluminio.
- Racimos de placas de arcillas paralelas y aleatorias interactuando con óxidos de hierro y polímeros orgánicos de pequeña escala.
- Racimos arcillo-orgánicos unidos a partículas de humus y las partículas minerales más pequeñas (Weil and Brady, 2017).

Es así que se observa que existe una estrecha relación entre tamaño de partículas y materiales orgánicos. Existe una capa fina superficial donde se almacena un alto contenido del material orgánico en la mayoría de los suelos. Los incendios en los bosques causan impactos cualitativos en la MOS, ya sea por transformaciones de estructuras químicas existentes o por formación de nuevos compuestos. Así también se presentan modificaciones cuantitativas del balance entre la adición y la renovación de los materiales en la transición después del incendio (Jiménez-Morillo *et al.*, 2016). La eliminación de la cubierta vegetal por incendios es el primer factor que afecta negativamente a AS, ya que torna al suelo más vulnerable a los agentes externos tales como la energía cinética de las gotas de lluvia (Mataix-Solera *et al.*, 2011; Jimenez-Pinilla *et al.*, 2016). Además, la eliminación de la cobertura vegetal disminuye la producción de compuestos orgánicos de carbono lábil, los cuales actúan como agentes ligantes en los agregados (Dexter, 1988).

Las transformaciones y su alcance dependen en gran medida de la gravedad del fuego (Francos *et al.*, 2018) y las alteraciones que se producen en la calidad de la MOS obedecen, entre otras situaciones, a la entrada de material parcialmente quemado (carbón y carbón negro (BC)) de la vegetación y la biomasa del suelo (Jiménez-Morillo *et al.*, 2018). Las posteriores transformaciones de la necromasa vegetal por actividad heterotrófica producen productos orgánicos enriquecidos con C. Sin embargo, otros factores también pueden alterar la composición isotópica del C orgánico del suelo como son los incendios forestales. Bird *et al.* (2008) investigaron los efectos del fuego en la composición isotópica de C orgánico del suelo y concluyeron que responde rápidamente a los cambios que producen los regímenes de incendios y que está relacionado con cambios en la textura del suelo, observándose aumentos de C en fracciones de tamaño del suelo en el rango de 5 a 2000 μm .

La composición del C de la MOS también parece verse afectada por el fuego, se sabe que su estado de alteración se refleja en la composición de isótopos de C. El material orgánico fresco suele estar agotado en C en comparación con el transformado (humificado) (Benner *et al.*, 1990). En trabajos anteriores (Jiménez-Morillo *et al.*, 2018), encontraron que el material fresco predominaba en las fracciones de MOS más gruesas ($> 1 \text{ mm}$), mientras que las fracciones finas son comparativamente más ricas en sustancias húmicas, con la presencia de lignina degradada y derivados microbiano. En consecuencia, la diferente composición química y características de MOS almacenada en fracciones de suelo de

diferentes tamaños puede explicar la diferente composición de isótopos de C entre fracciones gruesas y finas. Este patrón general de enriquecimiento de C con tamaños de partículas de suelo de tamaño decrecientes, también se conserva en las fracciones de suelo afectados por incendios.

Por lo tanto, después de un incendio en un bosque con hojas perenes y debido al menor tamaño de las partículas, ellas al estar carbonizadas pueden asociarse preferencialmente a las fracciones de suelo fino ($<0,25$ mm), teniendo en cuenta la biomasa necrosada o carbonizada. La composición del C del suelo depende en gran medida de la madurez de la MOS con un mayor grado de transformación, observado en fracciones de partículas finas del suelo ($<0,5$ mm) mientras que la materia orgánica menos alterada se concentra preferiblemente en las fracciones más gruesas ($> 0,5$ mm) (Jiménez-Morillo *et al.*, 2020).

En las fig. 2.3 y 2.4 se observan los cambios en tamaños de partículas en las especies leñosas, presentando ambos sitios perfiles similares luego del incendio, P-Q y M-Q respectivamente. En P-Q aparecen partículas menores a $75 \mu\text{m}$, entre 75 y $300 \mu\text{m}$ puede que se transformen o fusionen a partículas de mayor tamaño; por último, también aparece una mayor frecuencia de partículas a partir de $350 \mu\text{m}$ que las presentes en P-T. En este estudio, luego del incendio en P-Q se produjo un leve aumento en AS junto con el carbono. Coincidentemente, diversos autores han encontrado similar situación con la temperatura, a pesar de la combustión de la materia orgánica. Ese incremento en AS inducido por el fuego sería máximo entre 220°C y 460°C , atribuido a la deshidratación de geles y a las transformaciones térmicas de los óxidos de Fe que actuarían como cementantes inorgánicos de las partículas del suelo (Thomaz, 2017; Minervini *et al.*, 2018).

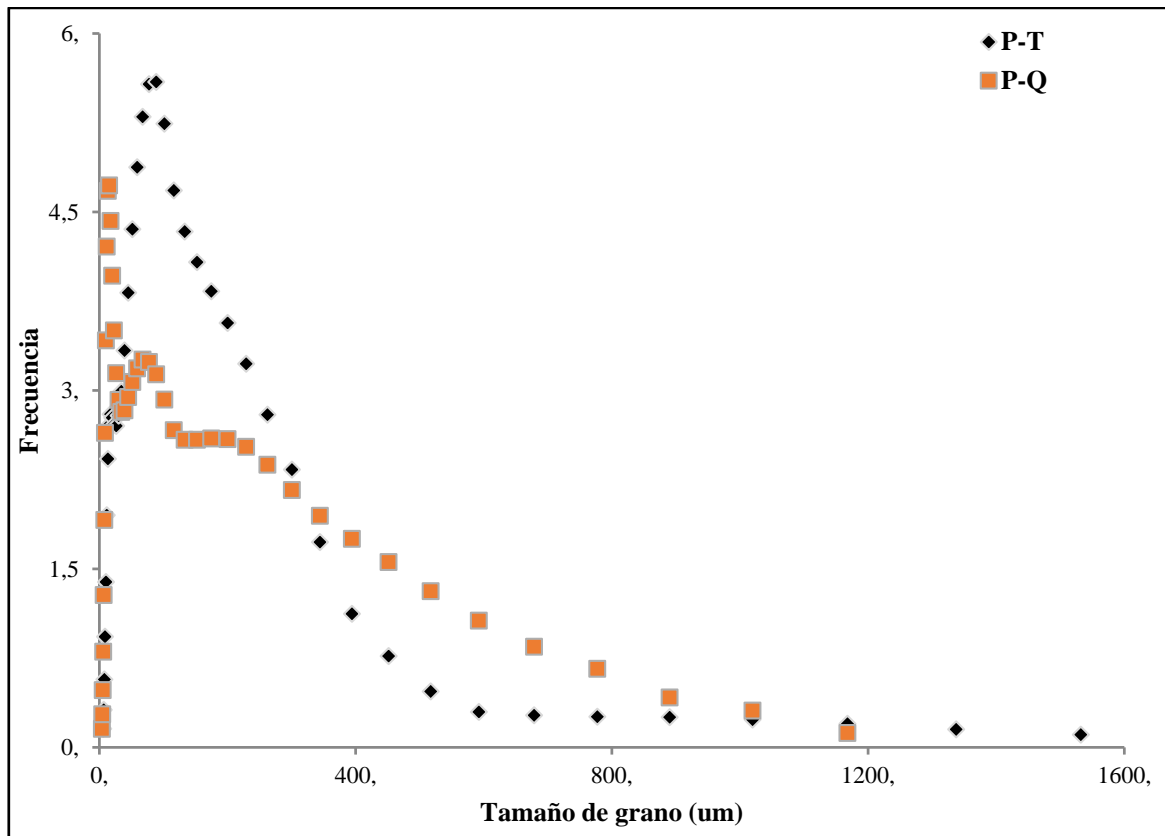


Fig 2.3 Frecuencia de dispersión de tamaño de partícula en sitio correspondiente a pinar testigo (P-T) y pinar quemado (P-Q).

Jiménez-Morillo *et al.*, (2016) afirman que en los suelos T (no afectados por incendios) hay compuestos orgánicos como proteínas y ligninas, mientras que los afectados por incendios son derivados de lignina e hidrocarburos policíclicos aromáticos pirogénicos. Esto permitió evaluar en las diferentes fracciones de tamaño de partícula la disminución inducida por el fuego en los compuestos orgánicos termolábiles resultando en la preservación selectiva concomitante de restos de lignina más resistentes al calor. Se encontró que en la MOS de la fracción gruesa (1-2 mm) en los suelos T (testigos) tiene una mayor influencia la vegetación, mientras que las estructuras químicas de la fracción fina (< 0,05 mm) señala la presencia de mayores proporciones de sustancias húmicas lo que se evidencia en un alto grado de desmetoxilación de lignina y acumulación de compuestos microbianos. Luego del incendio, la participación orgánica en la fracción gruesa indica que se incorporaron nuevos residuos producidos por dicho evento, probablemente de la vegetación estresada. La parte fina se diferenció por la reducción de carbohidratos lábiles y una gran abundancia de hidrocarburos policíclicos aromáticos pirogénicos.

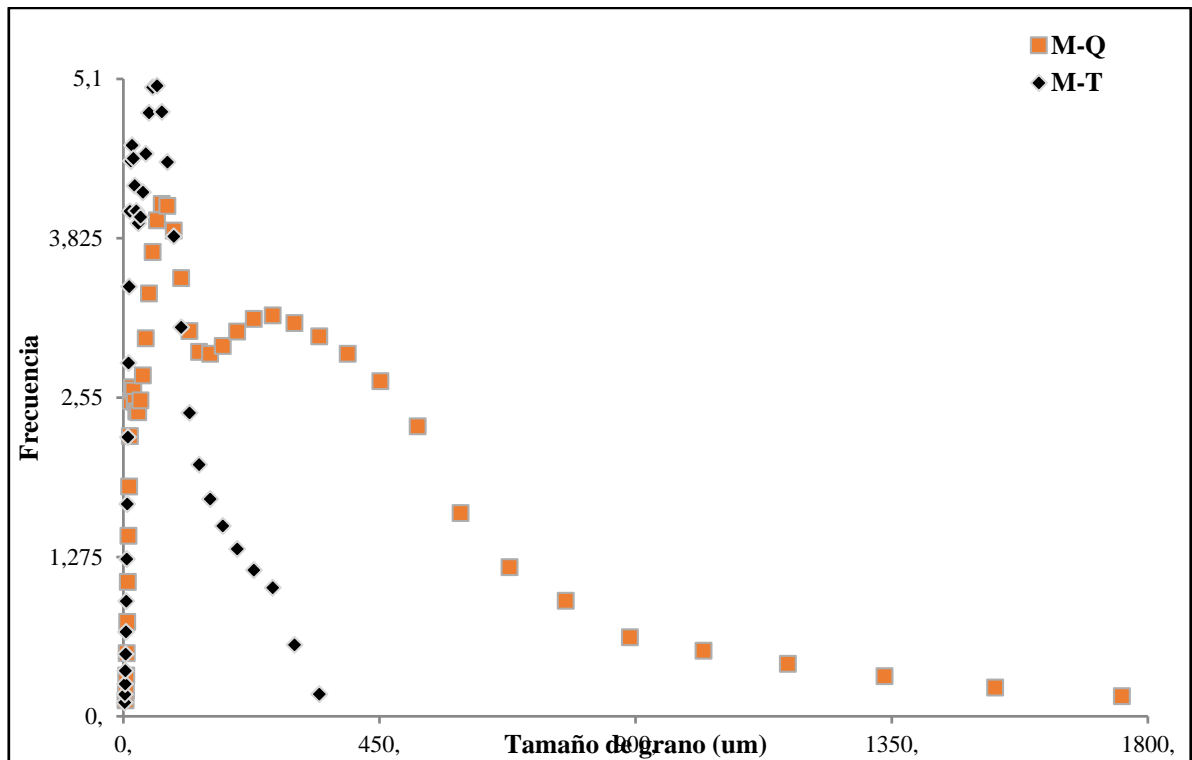


Fig. 2.4 Frecuencia de dispersión de tamaño de partícula en sitio correspondiente a monte nativo testigo (M-T) y monte quemado (M-Q).

Teniendo en cuenta a todos los sitios estudiados, el mayor efecto del incendio en lo que se refiere a cambios en el tamaño de partícula lo presentó el monte nativo (fig. 2.4).

En la fig 2.4 a partir de 400 μm aumenta la frecuencia de tamaños mayores no pre-existentes, mostrando este sitio cambios más determinantes entre M-T y M-Q. La eliminación de materia orgánica por la alta temperatura a la que fueron sometidas las muestras alteró sustancialmente la proporción de las distintas fracciones granulométricas del suelo (La Manna *et al.*, 2016). En el M-T había mayor frecuencia de partículas finas (50 μm), luego del incendio la frecuencia aumenta hacia las partículas de mayor tamaño, a partir de 400 se extienden hasta 1800 μm , tamaños que no existían antes del evento.

Los efectos del fuego sobre el contenido total de MO son muy variables. Pueden ir desde la casi total destrucción de la materia orgánica por aumento de la tasa de descomposición (Minervini *et al.*, 2018), hasta aumentos de casi el 30% en las capas superficiales por ingresos externos, principalmente de hojas secas y materiales de plantas parcialmente quemados por incendios que afectan a la copa del árbol. Teniendo en cuenta

que la MO asociada a la fracción gruesa del suelo tiene un reciclado más rápido (Galantini, 2008), luego de 18 meses los residuos incorporados en forma de restos de hojas, tallos y tejidos vegetales han sido transformados. El mayor contenido de carbono asociado a la fracción fina podría deberse al aumento observado en el contenido de humedad y a posibles diferencias en la temperatura y en el sustrato disponible, que favorecerían el secuestro de materia orgánica. Luego de la quema los contenidos de COT disminuyeron, lo que podría deberse a la volatilización de compuestos orgánicos, como sugieren quienes indican que la combustión de la materia orgánica se hace importante a temperaturas de entre 200-250°C (Larroulet *et al.*, 2020).

En lo que se refiere al impacto de los incendios sobre los tamaños de partículas, se presentaron diferencias entre los sitios de lotes agrícolas con respecto a los de especies leñosas.

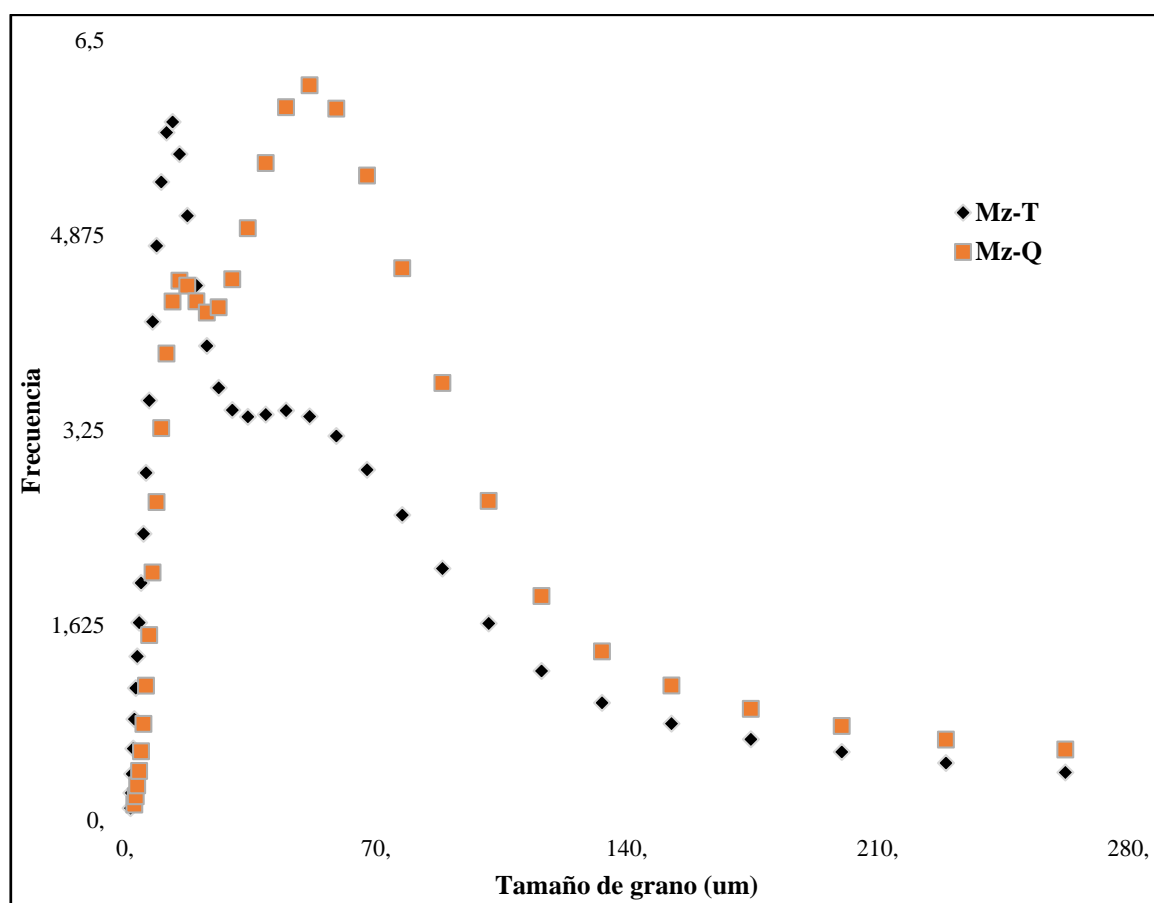


Fig. 2.5 Frecuencia de dispersión de tamaño de partícula en sitio agrícola de maíz testigo (Mz-T) y quemado (Mz-Q).

Tanto en las muestras del sitio Mz como en los de S, las partículas son más pequeñas (hasta 250 μm) que en las muestras de sitios de especies leñosas, y no se produjeron mayores tamaños luego del evento de incendio (Fig. 2.5 y 2.6).

En los suelos estudiados cultivados con maíz, la temperatura del fuego cambió drásticamente el tamaño de los agregados, presentándose los de alrededor de 70 μm a expensas de desaparecer los de 50 μm , además se hicieron más frecuentes (51%) y más fuertes en comparación con los del suelo T (Thomaz, 2017). Coincidiendo con Thomaz, (2017), el aumento de AS en el sitio agrícola Mz-Q podría ser la consecuencia de la fusión obteniendo agregados más grandes. Se podrían cerrar poros superficiales lo que haría que los agregados fueran más resistentes a la ruptura por las gotas de lluvia, no siendo saludable para el funcionamiento del sistema del suelo (por ejemplo, retención de agua).

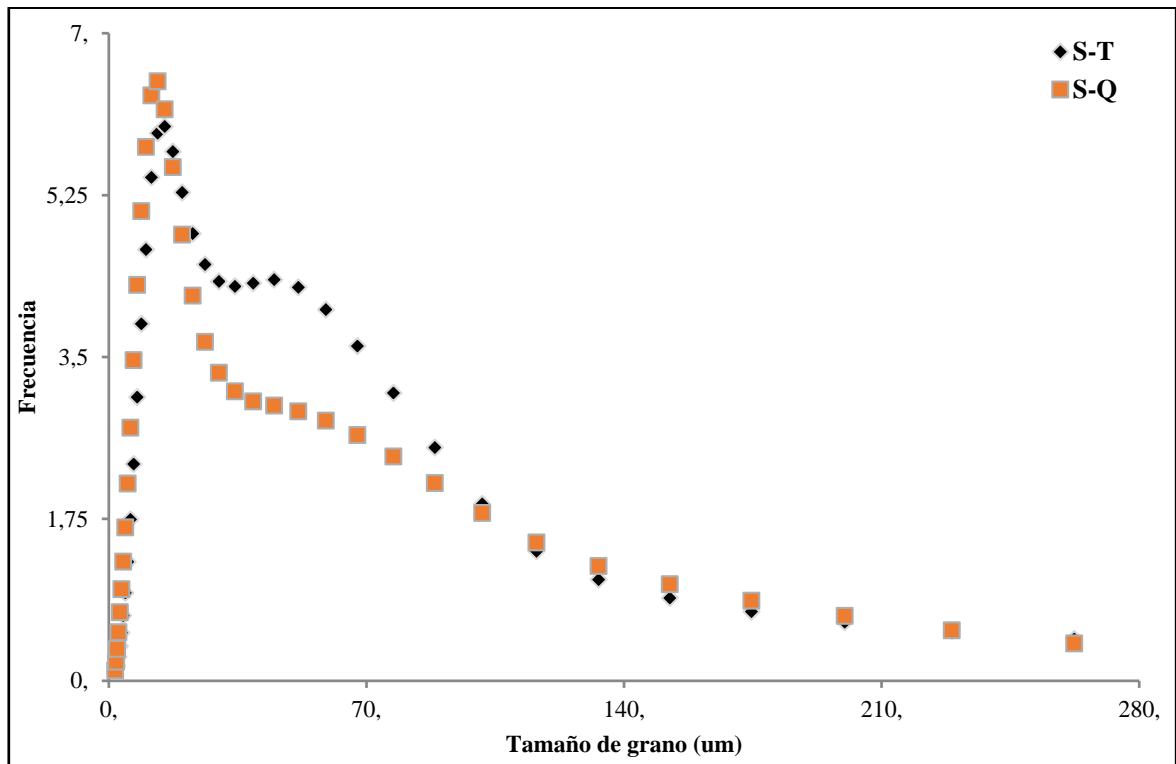


Fig. 2.6 Frecuencia de dispersión de tamaño de partícula en sitio agrícola de soja testigo (S-T) y soja quemado (S-Q)

Luego del incendio (fig. 2.6) se puede observar el aumento en la frecuencia de tamaños de partícula pequeños (alrededor de 13 μm) en las muestras de S-Q. Luego, desde 20 μm disminuye la frecuencia hasta 100 μm , a partir del cual no se presentan diferencias en la distribución de partículas entre T y Q, implicando que no hubo cambios drásticos en los

tamaños de las partículas del suelo, indicando que la temperatura alcanzada fue baja en dicho evento por lo cual tampoco se modificó la AS.

En este caso, se esperaba que el fuego causara la ruptura de agregados más grandes porque los agentes cementantes transitorios y temporales como polisacáridos, raíces finas e hifas de hongos que juegan un papel clave en la estabilización de estos macroagregados (Amézqueta, 1999; Bronick y Lal, 2005; Tisdall y Oades, 1982) comienzan a reducirse a temperaturas de alrededor de 50°C, y son completamente destruidos a 200°C (Neary *et al.*, 1999). Si el suelo está expuesto a altas temperaturas, la cementación transitoria y temporal de esos agentes pueden verse afectada. Consecuentemente, la destrucción de los agentes vinculantes puede disminuir la AS del suelo (Thomaz, 2017), situación que no se presentó en estos lotes de soja bajo siembra directa.

Conclusiones

Las propiedades químicas, como por ejemplo las fracciones de carbono entre otras, se modificaron en todos los sitios, más allá de no presentar una tendencia definida. En general, las mayores modificaciones ocurrieron en los sitios con especies forestales, como lo indican los cambios en pH, Ce, Pext y COT, probablemente debido a que en ellos se encontraba una mayor cantidad de material combustible comparado con los sitios agrícolas. Siguiendo el mismo razonamiento, dentro de los parámetros físicos, teniendo en cuenta la cantidad y calidad de los restos vegetales superficiales, W_r sólo cambió y se desarrolló en los sitios forestales, mientras que AS se modificó en todos los sitios a excepción de S. Esto pudo deberse a la menor cantidad de restos vegetales, que implicó el menor tiempo de permanencia del fuego y la menor temperatura alcanzada en el incendio.

Los cambios en el tamaño de partícula fueron significativamente mayores en los sitios con especies leñosas. Los resultados indican que en el monte nativo (M-Q) el fuego alcanzó la mayor temperatura entre todos los sitios estudiados, dada la calidad y cantidad de combustible presentes, ya que es el que presentó disminución del COT, acompañado del aumento de Fap, AS y desarrollo W_r , lo que tiene como consecuencia, la fusión de los agregados generando mayor tamaño de partículas.

Los sitios agrícolas bajo el manejo de labranza cero (por ejemplo, siembra directa) presentaron efectos distintos a las de especies forestales en los suelos estudiados. Dentro de

las propiedades edáficas relevantes, la Fap tuvo un comportamiento contrario a las leñosas. Dicha variable edáfica, en los sitios cultivados testigos (Mz-T y S-T) presentaron los valores más altos entre todos los sitios, mientras que Mz-Q y S-Q mostraron los valores más bajos entre todos los tratamientos. El lote bajo rastrojo de soja (S) presentó el mayor valor de Fap en T y el menor en Q, indicando que la temperatura del incendio y el tiempo de permanencia del fuego no alcanzó, además, para desarrollar W_r , modificando poco el tamaño de partícula.

Parte del presente capítulo dio origen a la siguiente publicación:

- Fire Impact on Several Chemical and Physicochemical Parameters in a Forest Soil

Rubenacker Andrea, Campitelli Paola, Velasco Manuel and Ceppi Silvia

Chapter 5 In: Soil Health and Land Use Management (ISBN 978-953-307-614-0)

Edited by. María C. Hernandez-Soriano Department of Soil Science, North Carolina State University, USA. 2012.

Publisher: InTech

Bibliografía

- Almendros, G., Martín, F., and González-Vila, F. J. 1988. Effects of fire on humic and lipid fractions in a Dystric Xerochrept in Spain. *Geoderma*, 42(2), 115-127.
- Almendros, G. and Leal, J. A. 1990. An evaluation of some oxidative degradation methods of humic substances applied to carbohydrate-derived humic-like polymers. *Journal of Soil Science*, 41(1), 51-59.
- Almendros, G., and González-Vila, F. J. 2012. Los incendios forestales, el balance de carbono en el suelo y la materia orgánica resiliente en ecosistemas mediterráneos. Una revisión. *Spanish Journal of Soil Science*, 2(2).
- Arcenegui, V., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R., Mayoral, A. M., and Morales, J. 2007. Factors controlling the water repellency induced by fire in calcareous Mediterranean forest soils. *European Journal of Soil Science*, 58(6), 1254-1259.
- Arcenegui, V., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R., Mataix-Beneyto, J., and García-Orenes, F. 2008a. Immediate effects of wildfires on water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils. *Catena*, 74(3), 219-226.
- Arcenegui, V. 2008b. Hidrofobicidad en suelos afectados por incendios forestales y desarrollo de una nueva técnica para estimar las temperaturas alcanzadas en suelos quemados (Doctoral dissertation, Tesis Doctoral. Universidad Miguel Hernández).
- Atanassova, I., Pushkarov, N., Harizanova, M., Pushkarov, N., Atanasova, E., Pushkarov, N. and Pushkarov, N. 2012. Lipid Biomarkers in a Gleyic Luvisol. *Bulgarian Journal of Ecological Science (Bulgaria)*.
- Badía, D. and Martí, C. 2003. Effect of simulated fire on organic matter and selected microbiological properties of two contrasting soils. *Arid Land Research and Management*, 17(1), 55-69.
- Badía-Villas, D., González-Pérez, J. A., Aznar, J. M., Arjona-Gracia, B. and Martí-Dalmau, C. 2014. Changes in water repellency, aggregation and organic matter of a mollic horizon burned in laboratory: soil depth affected by fire. *Geoderma*, 213, 400-407.
- Benito, E. ; Varela, M. ; Alleres, M. 2014. Efectos de los incendios forestales en la erosionabilidad de los suelos en Galicia. Cuadernos de investigación geográfica/ Geographical Research Letters, ISSN 0211-6820, ISSN-e 1697-9540, N° 40, 2. Efectos geoambientales de los incendios. *Geo-environmental effects of wildfires*, págs. 353-370.
- Benner, R.; Hatcher, P. G.; Hedges, J. I. 1990. Early diagenesis of mangrove leaves in a tropicalestuary: Bulk chemical characterization using solid-state ¹³C NMR and elemental analyses. *Geochim. Cosmochim. Acta* 1990, 54, 2003-2013.
- Beuselinck, L., Govers, G., Poesen, J., Degraer, G., & Froyen, L. 1998. Grain size analysis by laser diffractometry: comparison with sieve-pipette method. *Catena*, 32(3-4), 193-208.
- Bird, R.B., Bird, D.W., Coddling, B.F., Parker, C.H. y Jones, J.H. 2008. The “fire stick farming” hypothesis Australian Aboriginal foraging strategies, biodiversity, and anthropogenic fire mosaic. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105, 14796-14801.

- Bisdorn, E. B. A., Dekker, L. W., & Schoute, J. T. 1993. Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure. In *Soil Structure/Soil Biota Interrelationships* pp. 105-118. Elsevier.
- Blanco-Canqui, H., & Lal, R. 2009. Crop residue management and soil carbon dynamics. *Soil carbon sequestration and the greenhouse effect*, 57, 291-309.
- Blanco-Canqui, H., & Lal, R. (2009). Extent of soil water repellency under long-term no-till soils. *Geoderma*, 149(1-2), 171-180.
- Bodí, M. B., Cerdà, A., Solera, J. M., & Doerr, S. H. 2012. Repelencia al agua en suelos forestales afectados por incendios y en suelos agrícolas bajo distintos manejos y abandono. *Cuadernos de investigación geográfica/Geographical Research Letters*, (38), 53-74.
- Bodí, M. B., Martín, D. A., Balfour, V. N., Santín, C., Doerr, S. H., Pereira, P., Mataix-Solera, J. 2014. Wildland fire ash: production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. *Earth-Science Reviews*, 130, 103-127.
- Bolan, N. S., Baskaran, S., S.Thiagarajan. 1996. An evaluation of the methods of measurement of dissolved organic carbon in soils, manures, sludges, and stream water. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 27(13-14), 2723-2737.
- Brevik, E. C., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Pereg, L., Quinton, J. N., Six, J., & Van Oost, K. 2015. The interdisciplinary nature of SOIL. *Soil*, 1(1), 117-129.
- Buczko, U., Bens, O., Fischer, H., & Hüttn, R. F. 2002. Water repellency in sandy luvisols under different forest transformation stages in northeast Germany. *Geoderma*, 109(1-2), 1-18.
- Caon, L., Vallejo, V. R., Ritsema, C. J., & Geissen, V. 2014. Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. *Earth-Science Reviews*, 139, 47-58.
- Carballas, M., Martín Jiménez, A., Díaz Raviña, M. 2009. Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España: el estado de la cuestión visto por los científicos españoles. Edit: A. Cerdà y J. Mataix Solera. ISBN 978-84-370-7653-9, p. 269-30.
- Carter, M. R., Angers, D. A., & Gregorich, E. G. 1994. Approaches to evaluate organic matter quality in soil management and tillage studies. In *13. International Conference on Soil Tillage for Crop Production and Protection of the Environment, Aalborg (Denmark), 24-29 Jul 1994*. KVL, ISTRO.
- Cerdà, A. 1998. Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. *Catena*, 32(2), 73-86.
- Cerdà, G. R. y Sandoval, V. J. 2000. Calidad de vida y uso de suelo. *Publicación VII Encuentro Internacional, Centro Latinoamericano para el Desarrollo Rural, Santiago de Chile*.
- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143(1), 1-10.
- Chenu, C; Bissonnais, L. and D. Arrouays. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1479-1486

- Chrenková, K., Mataix-Solera, J., Dlapa, P. and Arcenegui, V. 2014. Long-term changes in soil aggregation comparing forest and agricultural land use in different Mediterranean soil types. *Geoderma*, 235, 290-299.
- Christensen, B.T. 1996. Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: Revision of model structure. p.144-160. *In* Powlson D. S., P. Smith, and J. Smith (eds). Evaluation of soil organic matter models using long-term datasets. U. NATO ASI Series I: Global Environmental Change. Vol I 38. Springer- Verlag, Berlin, Heidelberg, Germany.
- Claves para la taxonomía de suelos. (Keys to Soil Taxonomy, 12th edition (Spanish translation). Décima segunda Edición, Soil Survey Staff. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. Servicio de Conservación de Recursos Naturales. 2014. Texcoco, Estado de México.
- Colazo, J.C. 2017. Los suelos también son afectados por los incendios en la región central de Argentina. EE. San Luis Programa Nacional INTA Suelos <http://inta.gob.ar/pnsuelos> FB/INTAsuelos - TW @INTAsuelos.
- De Bano, L. F., Mann, L. D., & Hamilton, D. A. 1970. Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. *Soil Science Society of America Journal*, 34(1), 130-133.
- De Bano, L. F., Savage, S. M., & Hamilton, D. A. 1976. The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Soil Science Society of America Journal*, 40(5), 779-782.
- De Bano, L. F. 1981. *Water repellent soils: a state-of-the-art*. US Department of Agriculture, Forest Service. Book Alderman Library Edit. Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station. Vol 46. 22 p Berkeley, California
- De Bano, L.F. 2000. Water repellency in soils: A historical review. *Journal of Hydrology* 231–232, 4–32.
- De Blas, E., Rodríguez-Alleres, M., & Almendros, G. 2010. Speciation of lipid and humic fractions in soils under pine and eucalyptus forest in northwest Spain and its effect on water repellency. *Geoderma*, 155(3-4), 242-248.
- De la Rosa, J.M., González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Knicker, H. 2013. Medium term effects of fire induced soil organic matter alterations on Andosols under Canarian pine (*Pinus canariensis*). *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Vol. 104, pp 260-279.
- De la Rosa, J. M., Knicker, H., González-Pérez, J. A., Vila, F. J. G., Morillo, N. T. J., & Martín, G. A. 2014. Revisión de las investigaciones a nivel molecular sobre el impacto del fuego en la materia orgánica del suelo: Progresos en el siglo XXI. *Cuadernos de investigación geográfica/Geographical Research Letters*, (40), 387-402.
- Denegri, A., Toranzo, L., Rubenacker, A., Campitelli, P., & Karlin, M. 2014. Efecto de los incendios forestales sobre las propiedades del suelo. *NEXO Agropecuario*, 2(1-2), 10-14.
- Dekker, L. W. y Jungerius, P. D. 1990. Water repellency in the dunes with special reference to the Netherlands. *Catena, Supplement*, (18), 173-183.

- Delgado López, E. 2017. Uso de espectros de infrarrojo, UV-Vis y fluorescencia para caracterizar la materia orgánica en suelos afectados por incendios forestales. Tesis, Universidad de La Coruña. <http://hdl.handle.net/2183/19623>.
- Dexter, A. R. 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil and tillage research*, 11(3-4), 199-238.
- Di Rienzo, J. A., Balzarini, M., Casanoves, F., González, L., Tablada, M., Walter, C. R. 2002. InfoStat versión 1.1. *Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina*.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Doerr, S. H. 1998. On standardizing the ‘water drop penetration time’ and the ‘molarity of an ethanol droplet’ techniques to classify soil hydrophobicity: a case study using medium textured soils. *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Group*, 23(7), 663-668.
- Doerr, S. H., Shakesby, R. A., & Walsh, R. 2000. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, 51(1-4), 33-65.
- Doerr, S.H., Morley, C. P., Mainwaring, K. A., Douglas, P., Llewellyn, C. T., & Dekker, L. W. 2005. Organic compounds at different depths in a sandy soil and their role in water repellency. *Soil Research*, 43(3), 239-249.
- Doerr, S. H., Shakesby, R. A., & MacDonald, L. H. 2009. Soil water repellency: a key factor in post-fire erosion. In *Fire effects on soils and restoration strategies* (pp. 213-240). CRC Press.
- Escudey, M., Arancibia-Miranda, N., Pizarro, C., & Antilén, M. 2015. Effect of ash from forest fires on leaching in volcanic soils. *Catena*, 135, 383-392.
- Fernández-García, V., Fulé, P. Z., Marcos, E., & Calvo, L. 2019. The role of fire frequency and severity on the regeneration of Mediterranean serotinous pines under different environmental conditions. *Forest Ecology and Management*, 444, 59-68.
- Francos, M., Pereira, P., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Alcañiz, M., & Úbeda, X. 2018. How clear-cutting affects fire severity and soil properties in a Mediterranean ecosystem. *Journal of environmental management*, 206, 625-632.
- Galantini, J.A. y L. Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscentia*, vol xxv (1):41-55.
- Galantini, J. A., Suñer, L., Landriscini, M. R., & IGLESIAS, J. 2008. *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. EdiUNS, Editorial de la Universidad Nacional del Sur.
- García-Corona, R., Benito, E., De Blas, E. and Varela, M. E. 2004. Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behaviour in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire*, 13(2), 195-199.

- García-Orenes, F., Roldán, A., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Campoy, M., Arcenegui, V., Caravaca, F. 2012. Soil structural stability and erosion rates influenced by agricultural management practices in a semi-arid Mediterranean agro-ecosystem. *Soil Use and Management*, 28(4), 571-579.
- Goebel, M. O., Bachmann, J., Woche, S. K., & Fischer, W. R. 2005. Soil wettability, aggregate stability, and the decomposition of soil organic matter. *Geoderma*, 128(1-2), 80-93.
- González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G. and Knicker, H. 2004. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment international*, 30(6), 855-870.
- Gorączko, A., & Topoliński, S. 2020. Particle Size Distribution of Natural Clayey Soils: A Discussion on the Use of Laser Diffraction Analysis (LDA). *Geosciences*, 10(2), 55.
- Gregorich, E. G., Monreal, C. M., Schnitzer, M., & Schulten, H. R. 1996. Transformation of plant residues into soil organic matter: chemical characterization of plant tissue, isolated soil fractions, and whole soils. *Soil Science*, 161(10), 680-693.
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., García-Orenes, F. and Gómez, I. 2001a. Different patterns of aggregate stability in burned and restored soils. *Arid Land Research and Management*, 15, 163-171.
- Haynes, R. J. 2000. Interactions between soil organic matter status, cropping history, method of quantification and sample pretreatment and their effects on measured aggregate stability. *Biology and Fertility of Soils*, 30(4), 270-275.
- Hedo, J., Lucas-Borja, M. E., Wic, C., Andrés-Abellán, M., & De Las Heras, J. 2015. Soil microbiological properties and enzymatic activities of long-term post-fire recovery in dry and semiarid Aleppo pine (*Pinus halepensis* M.) forest stands. *Solid Earth*, 6(1).
- Hilscher, A., Siewert, C., & Knicker, H. 2009. Degradation of pyrogenic organic plant residues in soil. *Advances in forest fire effects on soils*, 29.
- Hunter, A. 2020. Tipos climáticos de la provincia de Córdoba según la clasificación Köppen-Geiger. [Koppen-Geiger Map ARG present.svg](#)
- Iglesias, T., Cala, V., & Gonzalez, J. 1997. Mineralogical and chemical modifications in soils affected by a forest fire in the Mediterranean area. *Science of the Total Environment*, 204(1), 89-96.
- Jackson, ML. 1958. Exchangeable metallic cation determinations for soils. In: *Soil chemical analysis*. Prentice-Hall. pp 82-110.
- Janzen, H., Campbell, C., Brandt, S., Lafond, G., Townley-Smith, L. 1992. Light-Fraction Organic Matter in Soils from Long-Term Crop Rotations. *S. S. S. of American Journal* vol 56, issue 6 pp 1799-1806.
- Jaramillo, D. 2004. Repelencia al agua en suelos con énfasis en Andisoles de Antioquia. Universidad Nacional Colombia sede Medellín. 204p.
- Jiménez-Morillo, N. T., Spangenberg, J. E., Miller, A. Z., Jordán, A., Zavala, L. M., González-Vila, F. J., González-Pérez, J. A. 2017. Wildfire effects on lipid composition

and hydrophobicity of bulk soil and soil size fractions under *Quercus suber* cover (SW-Spain). *Environmental research*, 159, 394-405.

- Jiménez-Morillo, González-Pérez, J., Almendros, G., De la Rosa, J., Jordán, A., Zavala, L., González-Vila, F., Hatcher, P. 2018. Ultra-high resolution mass spectrometry of physical speciation patterns of organic matter in fire-affected soils. *Journal of Environmental Management* 225; 139–147. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.07.069
- Jiménez-Morillo, N., Almendros, G.; González-Vila, F.; Jordán, A. Zavala, L., De la Rosa, J.; González-Pérez, A. 2020. Fire effects on C and H isotopic composition in plant biomass and soil: Bulk and particle size fractions. *Science of the Total Environment* 749-141417.
- Jiménez-Pinilla, P., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Delgado, R., Martín-García, J. M., Lozano, E., ... Jordán, A. 2016. Advances in the knowledge of how heating can affect aggregate stability in Mediterranean soils: a XDR and SEM-EDX approach. *Catena*, 147, 315-324.
- Jiménez-Pinilla, P., Lozano, E., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Jordán, A., & Zavala, L. M. 2016. Temporal changes in soil water repellency after a forest fire in a Mediterranean calcareous soil: Influence of ash and different vegetation type. *Science of the Total Environment*, 572, 1252-1260.
- Jordán, A.; Martínez-Zavala, L. and Bellinfante, N. 2008. Heterogeneity in soil hydrological response from different land cover types in southern Spain *Catena*, 74 (2008), pp. 137-143
- Jordán, A. & Zavala, L. & González, F.A. & Bárcenas-Moreno, G. & Mataix-Solera, J. 2010. Repelencia al agua en suelos afectados por incendios: métodos sencillos de determinación e interpretación. Actualización en métodos y técnicas para el estudio de suelos afectados por incendios forestales, Chapter: 2.4, Publisher: Càtedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de Valencia, pp.145-183.
- Jungerius, P. D., and De Jong, J. H. 1989. Variability of water repellence in the dunes along the Dutch coast. *Catena*, 16(4-5), 491-497.
- Katsumi, N., Yonebayashi, K., & Okazaki, M. 2016. Effects of heating on composition, degree of darkness, and stacking nanostructure of soil humic acids. *Science of The Total Environment*, 541, 23-32.
- Keizer, J. J., Doerr, S. H., Malvar, M. C., Prats, S. A., Ferreira, R. S. V., Oñate, M. G., ... Ferreira, A. J. D. 2007. Temporal variation in topsoil water repellency in two recently burnt eucalypt stands in north-central Portugal. *Catena*, 74(3), 192-204.
- Knicker, H. 2011. Pyrogenic organic matter in soil: Its origin and occurrence, its chemistry and survival in soil environments. *Quaternary International*, 243(2), 251-263.
- Knoepp, J.D., DeBano, L.F. y Neary, D.G. 2005. Soil Chemistry, en *Wildland fire in ecosystem. Effects of fire on soil and water*. Coord Neary D. G., Ryan K. C. y DeBano L. F. Ogden, UT. General Technical Report RMRS_GTR-42-vol. 4, United States Department of Agriculture, Forest Service and Rocky Mountain Res. Station,53-71.<https://www.ncdc.noaa.gov/cdo-web/datatools/findstation>

- Krammer, J.S, De Bano L.F.1965. Soil wettability: a neglected factor in watershed management. *Water Resour Res* 1:283–286.
- La Manna, L.; Rostagno, C.; Buduba, C. Irisarri, J. y Navas, A. 2016. Determinaciones de granulometría en suelos volcánicos: comparación entre distintos métodos analíticos. *Ciencia del suelo (Argentina)* 34 (2), 355-364.
- Larroulet, M. S., Hepper, E. N., Ferreyra, P. A., Iglesias, J. O., & Galantini, J. A. 2020. Carbono orgánico y actividad microbiana en un suelo del caldenal pampeano con diferentes manejos. *Ciencia del suelo (Argentina)* 38 (1), 95-105.
- Lewis, S. A.; Wu, J. Q.; Robichaud, P. R. 2006. Assessing burn severity and comparing soil water repellency, Hayman Fire, Colorado. *Hydrological Processes: An International Journal* 20(1) 1-16.
- Lupi, A. M., Conti, M. E., & Fernandez, R. A. 2012. Calidad del carbono orgánico del suelo en diferentes técnicas de manejo de residuos forestales. *Ciência Florestal*, 22(2), 295-303.
- Mallik, A. U., and Rahman, A. A. 1985. Soil water repellency in regularly burned Calluna heathlands: comparison of three measuring techniques. *Journal of Environmental Management*, 20(3), 207-218.
- Martínez-Zavala, L., & Jordán-López, A. 2009. Influence of different plant species on water repellency in Mediterranean heathland soils. *Catena*, 76(3), 215-223.
- Mataix-Solera, J. 1999. Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. *Contribución a su conservación y restauración. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante (Tesis doctoral)*.
- Mataix-Solera, J., and Doerr, S. H. 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma*, 118(1-2), 77-88.
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., Mayoral, A. M., Morales, J., González, J., & Gómez, I. 2007. Water repellency under different plant species in a calcareous forest soil in a semiarid Mediterranean environment. *Hydrological Processes: An International Journal*, 21(17), 2300-2309.
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., Jordán, M. M., Dlapa, P., Tessler, N., Wittenberg, L. 2008. Can terra rossa become water repellent by burning? A laboratory approach. *Geoderma*, 147(3-4), 178-184.
- Mataix-Solera, J., & Cerdà, A. 2009. Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. In *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España: el estado de la cuestión visto por los científicos españoles* (pp. 25-54). Cátedra Divulgación de la Ciencia.
- Mataix-Solera, J. & Guerrero, C. & Arcenegui, V. & Bárcenas-Moreno, G., Zornoza, R. & Pérez-Bejarano, A. & Bodí, M. & Mataix-Beneyto, J. & Gómez Lucas, I. & García-Orenes, F. & Navarro-Pedreño, J. & Miguel, M. Jordan & Cerdà, A. & Doerr, S.H. & Ubeda, X. & Jordán, A. & Zavala, L. 2009. Los incendios forestales y el suelo: un resumen de la investigación realizada por el Grupo de Edafología Ambiental de la UMH con otros

grupos. 210 pp. Edit. Cátedra de divulgación, Universidad Miguel Hernández, Elche, Alicante, España.

- Mataix-Solera, J. M., Rueda, E. B., Pérez, V. A., Cerdà, A., López, J. L., Úbeda, X., Delgado, J. L. R. 2010. ¿Cómo estudiar la estabilidad de agregados en suelos afectados por incendios? Métodos e interpretación de resultados. In *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales* (pp. 109-143). Cátedra Divulgación de la Ciencia, Universidad de La Rioja, España.
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A., & Zavala, L. M. 2011. Fire effects on soil aggregation: a review. *Earth-Science Reviews*, 109(1-2), 44-60.
- Minervini, M. G., Morrás, H. J., y Taboada, M. A. 2018. Efectos del fuego en la matriz del suelo. Consecuencias sobre las propiedades físicas y mineralógicas. *Ecología austral*, 28(1), 012-027.
- Moreira, B., Pausas, J. G. 2012. Tanned or burned: the role of fire in shaping physical seed dormancy. *PLoS One*, 7(12), e51523.
- Moya, A., S. González-De Vega, F. García-Orenes, A. Morugán-Coronado, V. Arcenegui, J. Mataix-Solera, E. Lucas-Borja, J. De las Heras. 2018. Temporal characterisation of soil-plant natural recovery related to fire severity in burned *Pinus halepensis* Mill. Forests. *Science of the Total Environment* 640–641, 42–51.
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., & Ffolliott, P. F. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest ecology and management*, 122(1-2), 51-71.
- Nelson, D. W. and Sommers, L. E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods*, chapter 4,5, 961-1010.
- NOAA National Centers for Environmental Information, State of the Climate: Global Climate Report for Annual 2020, published on line January 2021. from <https://www.ncdc.noaa.gov/sotc/global/202013>.
- NRSC, U. 2014. National resources conservation service-geospatial data gateway. Reunión internacional anual 2015 de ASABE 152190139. (doi: 10.13031 / aim.20152190139).
- Oades, J. M. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. In *Soil Structure/soil biota interrelationships* (pp. 377-400).
- Osborn, J.R., Pelishek, R.E., Krammes, J.S., Letey, J. 1964. Soil wettability as a factor in erodibility. *Soil Science Society of America Proceedings* 28: 294–295.
- Page, A. L., Millar, R.H., y Keney, D. R. 1982. *Methods of soil analysis. Parte 2 Agronomy Monog. 9 A.S.A. y SSSA Madison, Wisconsin.*
- Pan, H., Huibin Y., Yonghui, S., Ruixia, L. et al. 2017. Application of solid surface fluorescence EEM spectroscopy for tracking organic matter quality of native halophyte and furrow-irrigated soils. *AGRIS* vol 73 p83-95.
- Powers, R.F. Alban, D.H., Miller, R.E., Tiarks, A.E., Wells, C.G., Avers, P.E., Cline, R.G., Fitzgerald R.O. y Loftus, N.S. 1990. Sustaining site productivity in North American forests: problems and prospects. En: Gessel, S.A., Lacate, D.S., Weetman, G.F., Powers,

- R.F. (Eds.), Sustained Productivity of Forest Soils, Proceedings of the 7th North Am. For. Soils Conf., Vancouver, B.C. Univ. of British Columbia, Vancouver. 49-79
- Ramos, M., Nacci, S. 1997. Estabilidad estructural de agregados superficiales en suelos del Anoia-Penedés (Barcelona) frente al humedecimiento y el impacto de las gotas de agua. *Boletín de la Soc. Española de la Cs. del Suelo* 3 (1), 3-12.
- Rivarola, S. E., and Rosell, R. A. 2008. Sustancias húmicas como indicadores de calidad del suelo. *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de Argentina (Ed. JA Galantini) Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.*
- Rhoades, J. 1996. Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. In Sparks D.L. (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods*, 3rd ed. SSSA Book Ser. No. 5. SSSA and ASA. Madison, WI, pp. 417–435.
- Rodríguez-Alleres, M., Benito, E., de Blas, E. 2007. Extent and persistence of water repellency in north-western Spanish soils. *Hydrological Processes: An International Journal*, 21(17), 2291-2299.
- Rodríguez-Iturbe, I. 2000. Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. *Water Resources Research*, 36(1), 3-9.
- Roldán A., García Orenes F., Lax A. 1994. An incubation experiment to determinate factors involving agregation changes in an arid soil receiving urban refuse. *Soil Biology & Biochemistry* 26:1699-1707.
- Roy, J. L. and McGill, W. B. 2000. Flexible conformation in organic matter coatings: An hypothesis about soil water repellency. *Canadian Journal of Soil Science*, 80(1), 143-152.
- Rubenacker A., Campitelli P., Sereno R. y Ceppi S. 2011. Recuperación Química de un suelo degradado mediante la utilización de un vermicomposto. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 2(2), 83-95.
- Rubenacker A., Campitelli P., Velasco M. and S. Ceppi. 2012. “Fire Impact on Several Chemical and Physicochemical Parameters in a Forest Soil” (chapter 5), *Soil Health and Land Use Management*. Edited by María C. Hernández-Soriano, ISBN 978-953-307-614-0, 344 p.
- Rubenacker, A; Campitelli, P; Ceppi, S; Mataix-Solera, J; Arcenegui, V. 2014. Propiedades físicoquímicas de suelos con distintos restos vegetales afectados por incendios. XX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Cusco, Perú.
- Rubenacker A, Dionisi C, Campitelli P, S. Ceppi. 2016. Aplicación de enmiendas orgánicas a suelos afectados por incendios: Evolución de las fracciones de carbono. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Córdoba, Argentina
- Rubenacker, A.; Dionisi, C.; Vettorello, C.; Ceppi, S. 2018. Relaciones entre variables edáficas en suelos de un monte nativo y agrícolas afectados por incendios. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Tucumán, Argentina.
- Schoeneberger, P. A., Wysocki, D. A., Benham, E. C., Borderson, W. D. 1998. Libro de campaña para descripción y muestreo de suelos: Versión 1.1. 155 p. Centro Nacional de Relevamiento de Suelos, Servicio de Conservación de Recursos Naturales, Dpto. de

Agricultura de los EE.UU, Lincoln, Nebraska. Traducción al español. Área de Cartografía de Suelos y Evaluación de Tierras, Centro de Recursos Naturales, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Castelar, Argentina.

- Scholl, D. G. 1975. Soil wettability and fire in Arizona chaparral. *Soil Science Society of America Journal*, 39(2), 356-361.
- Scott, A.C. 2009. Forest fire in the fossil record. En: Cerdá, A., Robichaud, P. Eds. Fire effects on soils and restoration strategies. Enfield: Science Publishers, p. 1-37.
- Sims, J. R., Haby, V. A. 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Science* 112:137-141.
- Skjemstad, J. O., Clarke, P., Taylor, J. A., Oades, J. M., & McClure, S. G. 1996. The chemistry and nature of protected carbon in soil. *Soil Research*, 34(2), 251-271.
- Sparks, D. L., Page, A. L., Helmke, P. A., Loeppert, R. H., Soltanpour, P. N., Tabatabai, M. A., Johnston, C. T. 1996. Methods of soil analysis, part 3. *Chemical methods*, 1085-1121.
- Stevenson, F. J. and Cole, M. A. 1999. *Cycles of soils: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. John Wiley & Sons.
- Taboada, M. A. y Álvarez, C. R. 2008. Indicadores de la fertilidad física del suelo. *Fertilidad Física de los suelos. Cap, 6*, 155-180.
- Thomaz, E. 2017. Fire changes the larger aggregate size classes in slash-and-burn agricultural systems. *Soil & Tillage Research* 165 p 210–217.
- Tisdall, J.M. and Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.*, 33: 141-163.
- Urbanek, E., P. Hallet, D. Feeney, and R. Horn. 2007. Water repellency and distribution of hydrophilic and hydrophobic compounds in soil aggregates from different tillage systems. *Geoderma* 140:147-155.
- Vergnoux, A., Dupuy, N., Guiliano, M., Vennetier, M., Théraulaz, F., Doumenq, P. 2009. Fire impact on forest soils evaluated using near-infrared spectroscopy and multivariate calibration. *Talanta*, 80(1), 39-47.
- Vergnoux A., Guiliano, M., Di Rocco, R., Domeizel, M., Theraulaz, F., Doumenq, P. 2011. Quantitative and mid-infrared changes of humic substances from burned soils. *Environmental Research*, 111(2), 205-214.
- Wallis, M. G., Horne, D. J. and Mc Auliffe, K. W. 1990. A study of water repellency and its amelioration in a yellow-brown sand: 1. Severity of water repellency and the effects of wetting and abrasion. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 33(1), 139-144.
- Wan S., Hui D., Luo Y. 2001. Fire effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial ecosystems: a meta-analysis. *Ecological Applications* 11, 1349–1365.
- Wander, I. W. 1949. An interpretation of the cause of water-repellent sandy soils found in citrus groves of central Florida. *Science*, 110(2856), 299-300.
- Weil, R. and Brady, N. 2017. *The Nature and Properties of Soils*. 15th edition. ISBN 978-0133254488.

- Wessel, A. T. 1988. On using the effective contact angle and the water drop penetration time for classification of water repellency in dune soils. *Earth Surface Processes and Landforms*, 13(6), 555-561.
- Zagal, E., Rodríguez, N., Vidal, I., Flores, B. 2002. Soil light organic matter fraction of a volcanic soil under different agronomic management as an indicator of changes in labile organic matter. *Agric. Téc.* v.62 n.2 Chillán. <http://dx.doi.org/10.4067/S0365-28072002000200011>.
- Zancada, M. C., Almendros, G., Sanz, J., & Román, R. 2004. Speciation of lipids and humus-like colloidal compounds in a forest soil reclaimed with municipal solid waste compost. *Waste Management & Research*, 22(1), 24-34
- Zavala, L. M. M., de Celis Silvia, R., López, A. J. 2014. How wildfires affect soil properties. A brief review. *Cuadernos de investigación geográfica/Geographical Research Letters*, (40), 311-331.
- Zuloaga, F. y Morrone, O. 1999. Instituto de Botánica Darwinion. Catálogo de las Plantas Vasculares del Conosur. Missouri Botanical Garden. St. Louis, Missouri.

CAPÍTULO 3

REMEDIACIÓN: ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN DE PARÁMETROS EDÁFICOS LUEGO DE LA APLICACIÓN DE UNA ENMIENDA A SUELOS AFECTADOS POR INCENDIOS

Introducción

El fuego es un elemento natural que forma parte de los fenómenos que modelan el paisaje. La alteración de los regímenes naturales de incendios debido a la acción del ser humano, por ejemplo, cambios en la frecuencia, intensidad y estacionalidad, se ha convertido en uno de los mayores problemas ecológicos que sufren diversas zonas en el mundo. Los eventos de fuego pueden afectar la biodiversidad y sustentabilidad ambiental, al tener en algunos casos, efectos irreversibles sobre la flora y fauna, los balances hídricos, las propiedades biológicas, físicas, químicas y fisicoquímicas de los suelos (Certini, 2005; Dube, 2009).

Minervini *et al.*, (2018) y Knicker *et al.*, (2012) observaron modificaciones en las proporciones granulométricas, luego de un incendio, en suelos de Australia con vegetación de *Eucalyptus accedens* W.V. Fitzg (Eucaliptus nativos), además de los efectos negativos en suelos agrícolas con cultivos de arroz y trigo. La vegetación es un factor que influye en los cambios de la frecuencia del fuego, a largo y mediano plazo, debido a las diferencias en la flamabilidad, productividad y estructura de las plantas (Dube, 2009).

En la provincia de Córdoba (Argentina), en regiones de pinares implantados y montes nativos, se produjeron eventos de fuego en los cuales la temperatura alcanzada fue suficiente para provocar cambios severos en la calidad y/o cantidad de MOS, es decir modificaciones en las propiedades físicas, químicas y/o fisicoquímicas, provocando

reducción en la formación de agregados, capacidad reguladora, entre otras (Rubenacker *et al.*, 2012; Hedo *et al.*, 2015; Bárcenas-Moreno *et al.*, 2016).

Esta problemática induce a sugerir diversas estrategias que minimicen los daños y la consecuente degradación. Para las regiones semiáridas, las propuestas de restauración apropiadas deben tener en cuenta la frecuencia de los eventos y el ambiente (Jiménez-González *et al.*, 2016; Rubenacker *et al.*, 2014).

El conocimiento y uso de indicadores de impacto de incendios podrían ser una herramienta valiosa para el monitoreo ambiental y así, evaluar distintas estrategias de restauración, como reforestación, aplicación de enmiendas orgánicas, o bien, permitir la restauración natural, entre otros (Vergnoux *et al.*, 2011).

Los incendios no producen una esterilización del suelo, ya que algunas semillas de árboles y pastizales resisten elevadas temperaturas, por lo tanto se puede sostener la posibilidad de sustentación. Una alternativa es la remediación o evolución natural, que implica que no hay una intervención humana directa, sino que se aprovecha la capacidad de resiliencia de los sistemas afectados por el fuego, proponiendo el monitoreo continuo de las áreas involucradas para observar su recuperación en función del tiempo (Robichaud *et al.*, 2014; Moya *et al.*, 2018).

Otra estrategia que se evalúa es incrementar la capacidad de infiltración del suelo produciendo la ruptura de la capa de repelencia al agua, a través de la utilización de herramientas para escarificar la superficie del suelo y permitir la reducción de la erosión al formarse microzonas que retengan el agua (trampas) y las cenizas (Ferreira *et al.*, 2015).

Es por ello que para minimizar el daño producido por los incendios al horizonte superficial del suelo, las capas de cenizas deben ser estabilizadas, la vegetación reestablecida y mejorar la estructura del suelo lo antes posible. Con este objetivo, se propone la adición de materiales orgánicos con gran contenido de macro y micronutrientes y diversas poblaciones microbianas, producto de transformaciones bioquímicas de la biomasa obtenida a través de procesos de humificación semejantes a los que ocurren en el suelo (Monda *et al.*, 2017). Estos materiales colaboraran para restablecer condiciones previas al incendio, reduciendo el tiempo de desprotección del suelo (Guerrero *et al.*, 2001). Algunos autores

han descrito cómo el uso de bioresiduos en sitios agrícolas podría constituir una manera eficaz de favorecer la estructura del suelo (Ferrerías *et al.*, 2006).

Se proponen distintas instancias de recuperación del suelo según el compromiso de cada situación de degradación en particular (Rubenacker *et al.*, 2011); las estrategias deben evaluar la relación costo/beneficio teniendo en cuenta la relevancia y urgencia de la situación (Mc Donald *et al.*, 2009). Esto implica que la factibilidad de una solución debería desarrollar el más alto impacto en términos de conservación y el mínimo costo (Prats *et al.*, 2014; Ferreira, 2015).

Por lo tanto, es necesario desarrollar estrategias para el retorno de la MO consumida y alterada por el efecto de los incendios (González-Pérez *et al.*, 2004; Rivero *et al.*, 2004; Kavdir and Smucker, 2005). El aporte de material orgánico puede realizarse a través de la aplicación de enmiendas orgánicas, como materiales compostados a partir de “residuos” orgánicos de diversos orígenes (vegetales, domiciliarios, estiércoles, etc) que, en general, poseen altos contenidos de macro y micronutrientes, diversas poblaciones microbianas y distintas fracciones de la materia orgánica (fracción fúlvica, fracción húmica, lípidos, carbohidratos, proteínas, entre otras) que pueden mejorar las características del suelo quemado y favorecer la recuperación de su cobertura vegetal original (Villar *et al.*, 2004; Antilen *et al.*, 2008; Rubenacker *et al.*, 2016).

Los residuos compostados aplicados al suelo, juegan un rol fundamental en propiedades tales como: mejoramiento de la estructura, capacidad de retención de agua, capacidad buffer, contenido de nutrientes, efectos sobre la actividad biológica, sobre las propiedades fisicoquímicas y, por lo tanto, impactan en en la productividad del suelo (Soumaré *et al.*, 2003; García-Gil *et al.*, 2004; Paván Fernández *et al.*, 2005a).

Cuando la vegetación es parcial o completamente destruida por el fuego, la protección del suelo decrece frente al golpe de las gotas de lluvia causando destrucción de los agregados, lo que lleva a la dispersión de las partículas y la obstrucción de los poros, produciendo el decrecimiento de la capacidad de infiltración del agua en el suelo y el incremento de la escorrentía, aumentando las pérdidas de suelo por erosión (Carballas and Díaz-Raviña, 2016). Por esta razón es que algunas áreas quemadas son muy susceptibles a

la erosión. Consecuentemente, los tratamientos de estabilización deberían ser aplicados lo antes posible para acelerar la re-vegetación (Cerdá and Doerr, 2008).

La restauración, utilizando especies vegetales nativas, es otro proceso para la recuperación de ecosistemas degradados, cuyo objetivo es que las etapas post-incendio evolucionen rápidamente hacia situaciones de menor vulnerabilidad (Valdecantos *et al.*, 2009). El “mulching” de rastrojo y la siembra de especies herbáceas son otras técnicas recomendadas para disminuir el impacto de erosión en suelos afectados por incendios. Sin embargo, numerosos estudios llevados a cabo en diversos países muestran escasos resultados positivos (Badía y Marti, 2000; Prats *et al.*, 2012, 2016). Una estrategia también muy utilizada, en restauración de ecosistemas afectados por incendios es el sembrado de especies nativas resilientes. Ellas deberían ser incluidas dentro del pool de semillas a emplear ya que su implantación y desarrollo disminuye la cantidad de material combustible y aporta una efectiva competencia ecológica (Ferreira *et al.*, 2015).

De acuerdo con Díaz- Raviña *et al.* (2018) es importante conocer el impacto del fuego en la calidad del suelo afectado, analizando de manera conjunta, el cambio en las propiedades edáficas y la respuesta de especies vegetales sembradas en cada una de las situaciones estudiadas.

Los objetivos de este capítulo fueron:

- Evaluar la evolución de variables edáficas en suelos afectados por incendios en la provincia de Córdoba luego de la incorporación de una enmienda orgánica.

- Comparar la evolución de variables edáficas luego de la incorporación de una enmienda orgánica en suelos afectados por incendios con la remediación natural de un sitio.

- Analizar el impacto de los suelos enmendados en la implantación y crecimiento de las especies vegetales seleccionadas

Materiales y métodos

Se llevaron a cabo los siguientes ensayos de remediación en los suelos afectados por incendios:

- A) Incubaciones en laboratorio: para evaluar los efectos en suelo.
- B) Ensayos en invernadero: para evaluar los efectos en cultivo.

A) Incubaciones en laboratorio

Evolución

Se seleccionaron tres suelos afectados por incendios de los analizados en el capítulo 2. Dos correspondientes a bosques y el tercero representativo de un manejo agrícola: a) Ustortent (P-Qenm) (Pinar quemado enmendado); b) Ustortent paralítico (M-Qenm) (Monte nativo quemado enmendado) y c) Haplustol típico (Mz-Qenm) (Maíz quemado enmendado).

1) Efecto de la aplicación de una enmienda sobre variables químicas:

Para enmendar los suelos quemados (**Q**), se utilizó una enmienda orgánica (compost). Los materiales originales fueron restos de poda ($\cong 35\%$), estiércol de caballo ($\cong 40\%$) y residuos sólidos urbanos ($\cong 25\%$) con un proceso de compostaje por un periodo de 12 meses, con control de temperatura y humedad.

Para realizar los estudios de las distintas variables edáficas se incorporó a los suelos quemados la enmienda en forma mecánica de acuerdo con lo propuesto por Mataix-Solera *et al.* (2001) y Ferreira *et al.* (2015). La dosis de enmienda incorporada a cada suelo fue de 30 Mg ha^{-1} . El ensayo (incubación) se llevó a cabo a temperatura y humedad ambiente controladas ($28\text{-}30^{\circ}\text{C}$ y $50\text{-}60\%$, respectivamente) por un período de 15 meses.

Las características principales de la enmienda utilizada se muestran en la tabla 3.1

Tabla 3.1. Características físico-químicas y fracciones de carbono: de sustancias húmicas (CSH), ácido fúlvicos (CAF), ácidos húmicos (CAH) y carbono orgánico total (COT) del compost

pH	CE	Pext	Nt	CIC	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	CSH	CAF	CAH	COT
7,60	5,6	154	13,1	59,3	31,5	7,5	22,4	42,8	22,1	20,7	358

Unidades: CE: dS m⁻¹, P: mg kg⁻¹, Nt: g kg⁻¹, CIC: cmol kg⁻¹, Ca²⁺ y Mg²⁺: cmol kg⁻¹, K⁺: mg kg⁻¹; CSH, CAF y CAH: g kg⁻¹, COT: g kg⁻¹

Se realizaron muestreos de cada ensayo (incubación) a diferentes tiempos: después de transcurrido 1 mes (t1), luego de 6 meses (t2), y a los 15 meses (t3). Para los análisis se conformaron 3 muestras compuestas a partir de 3 submuestras tomadas al azar de una profundidad de 0-0,05 m, representativas de cada sitio (ensayo de incubación) y en cada tiempo. Las muestras se refrigeraron (4°C) hasta su procesamiento. Las muestras fueron previamente secadas al aire y tamizadas por malla de 2 mm.

Las variables determinadas se describen a continuación:

- Para los suelos enmendados: pH, CE, Cox, Nt, P ext mediante las técnicas propuestas por Page *et al.* (1982) adecuadamente ajustadas.
- Para el material compostado: pH, CE, Pext, Nt, CIC, K, Ca, Mg, COT mediante las técnicas propuestas por Page *et al.* (1982) adecuadamente ajustadas y adaptadas.
- Para ambas muestras: contenidos de carbono de las diferentes fracciones húmicas (CSH, CAH y CAF) mediante la técnica propuesta por Sims and Haby (1971).

2) Efecto de la aplicación de la enmienda en variables físicas

a) Estabilidad de agregados en suelos enmendados

La determinación se realizó después de transcurrido 1 mes de la aplicación de la enmienda (t1) se analizó:

- Estabilidad de los agregados (AS), en las muestras seleccionadas, se realizó según la técnica propuesta por Roldán *et al.*, (1994), ya descripta en el cap 2.

b) Repelencia al agua (Wr)

A las muestras acondicionadas se les determino:

- Repelencia del suelo al agua (Wr) por el método de Doerr *et al.* (2005) a través el test de Wessel (1988), utilizando la técnica detallada en el cap 2.

3) Comparación de P-Q: enmienda vs remediación natural

Wr, AS y Fap

En este ensayo se evaluó el mismo sitio de pino implantado de la zona de San Agustín (Córdoba, Argentina), **P** en el cual se realizó un nuevo muestreo después de transcurridos dos años del incendio inicial.

A tres muestras compuestas con 3 submuestras cada una, que no fueron afectadas por ningún evento de fuego, se las tomó como testigo y se las denominó P act-T.

Se tomaron también, otras tres muestras compuestas (3 submuestras) de suelo quemado anteriormente, pero sin otro evento de fuego en el periodo transcurrido hasta el nuevo muestreo, se la llamó P act-Q.

A las muestras acondicionadas se les determino:

- Repelencia del suelo al agua (Wr) por el método de Doerr *et al.* (2005) a través el test de Wessel (1988), utilizando la técnica detallada en el cap 2.
- Estabilidad de los agregados (AS) según la técnica propuesta por Roldán *et al.* (1994), ya detallada en el cap 2.
- Contenido de sustancias insolubles en agua, extraídas con solventes no polares: fracción apolar o lípidos (Fap), de acuerdo a la técnica propuesta por Zancada *et al.* (2004).

B) Ensayos en invernadero

Para llevar a cabo los ensayos en invernadero, se aplicó la misma enmienda orgánica (compost) utilizada en los ensayos anteriores, a los suelos seleccionados y se sembraron semillas de especies nativas de la zona. Esta metodología fue aplicada por considerar que es un tratamiento efectivo para reducir la superficie de escorrentía y un método para fijar el suelo, disminuyendo la posibilidad de erosión (Wohlgemuth *et al.*, 2009).

Las muestras seleccionadas para este ensayo fueron los siguientes suelos quemados: P-Q, M-Q y Mz-Q y sus correspondientes testigos P-T, M-T y Mz-T con los cuales se realizaron las comparaciones del efecto sobre un cultivo con respecto a los suelos Q enm. El ensayo se realizó en macetas, la enmienda fue incorporada a los suelos quemados seleccionados (Q enm) en una dosis de 30 Mg ha⁻¹. A las muestras correspondientes a los suelos testigos (P-T, M-T y Mz-T) no se les incorporó la enmienda. Las especies vegetales nativas seleccionadas fueron: *Setaria parviflora* (Poir. K) (PG= 20%) representativa del estrato herbáceo y, *Aloysia gratissima* (Gill. et Hook.)(PG= 10-20%) representativa del estrato arbustivo. Las semillas de esta última especie fueron recolectadas en sitios afectados por incendios. Según Flora of North America, Grass Manual, Department of Agricultural of U.S.A (Barkworth, M., 2008) dado el tamaño y el bajo poder germinativo de *Setaria parviflora* (Poir. K) se sembraron doce semillas en cada una de las macetas con los suelos enmendados y sus correspondientes suelos testigos, el ensayo se realizó por triplicado. En forma similar fue llevado adelante con la especie *Aloysia gratissima* (Gill. et Hook). Las condiciones del invernadero fueron de temperatura (25-28°C) y humedad controladas (40-50%). Se evaluó la emergencia y el desarrollo vegetativo de ambas especies nativas. Se determinó número de plantas implantadas, altura y biomasa final, después de 30 días de la siembra. Según los lineamientos de Guerrero *et al.* (2001) se realizó la cuantificación del crecimiento de la especie vegetal más abundante, para ello luego de 30 días se cortó la biomasa y se secó a 65°C hasta peso constante. Para realizar y analizar el ensayo también se tuvo en cuenta lo recomendado por Monda *et al.* (2017).

Al número de plantas implantadas (germinación) y desarrolladas (biomasa y altura) en los T, se le asignó el 100% de cada parámetro analizado, con el objetivo de tomar el valor como base de comparación o como línea cero relativa.

Análisis estadístico

Para los suelos (testigos y quemados), enmienda y suelos enmendados, las variables fueron determinadas en muestras compuestas y fueron expresadas en función del peso seco de las muestras. El diseño experimental se realizó con estructura factorial para todos los tratamientos con distintos restos vegetales (P, M y Mz) en el marco de un diseño completamente aleatorizado. Con ese diseño se conformaron las tres muestras compuestas, de tres submuestras cada una.

Los valores de las variables determinadas en las muestras colectadas de los diferentes tiempos de los ensayos de incubación fueron analizados en un primer paso por ANOVA, con el propósito de determinar la variación atribuible al tratamiento y a los tiempos de incubación. También en algunos casos los datos fueron analizados usando análisis de la varianza y comparación de medias; fueron comparados utilizando el test de mínima diferencia significativa DGC (Di Rienzo *et al.* 2002).

Para la evaluación de la relación de cada tiempo con variables seleccionadas para todas las muestras estudiadas, se utilizó análisis multivariado, a través de Análisis de Componentes Principales (ACP) y diagrama de perfiles multivariado.

Para el ensayo de incubación con especies vegetales se utilizó también un diseño experimental con estructura factorial para los tratamientos (P, M y Mz) en el marco de un diseño completamente aleatorizado con tres repeticiones realizándose posteriormente las correspondientes medidas de resumen y ANOVA, así como comparaciones con el test DGC (Di Rienzo *et al.* 2002).

Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2018).

Resultados y discusión

A Incubaciones en laboratorio

1) Efecto de la aplicación de la enmienda en variables químicas: Evolución

La calidad de la vegetación y sus restos es un factor influyente en los cambios a largo y mediano plazo en la frecuencia de incendios y su severidad, particularmente a través de las diferencias de inflamabilidad, productividad y estructura de planta. y la vegetación (Dube, 2009).

Se puede observar en las figuras 3.1, 3.2, 3.3 y 3.4, los cambios producidos en pH, Pext, Nt y Cox, respectivamente, a través del tiempo luego de la aplicación de la enmienda a los suelos quemados (Q enm) de los tres sitios analizados. Se incluyó la situación (sin quemar) T y Q (situación inicial de este ensayo) a los fines de comparar con los distintos tiempos del ensayo.

Variaciones en el pH

Las modificaciones en el valor de pH para cada sitio analizado en función del tiempo (fig 3.1) exponen disminuciones significativas en el muestreo después de un mes (t1) de la aplicación de la enmienda que oscilaron entre 6% para la muestra de P-Q enm y un 20 % para las restantes.

Al finalizar el ensayo, luego de 15 meses (t3), los valores de pH se incrementaron en Mz y M, coincidiendo con diversos autores, lo cual sugiere que es debido a la pérdida de bases, formación de óxidos y por la liberación de cationes de las cenizas (Certini, 2005). En el caso de suelos ácidos como es el sitio P, la acidez se puede incrementar progresivamente, llegando a niveles pre incendio dependiendo de la situación entre pocas semanas a dos o tres años (Granged *et al.*, 2011).

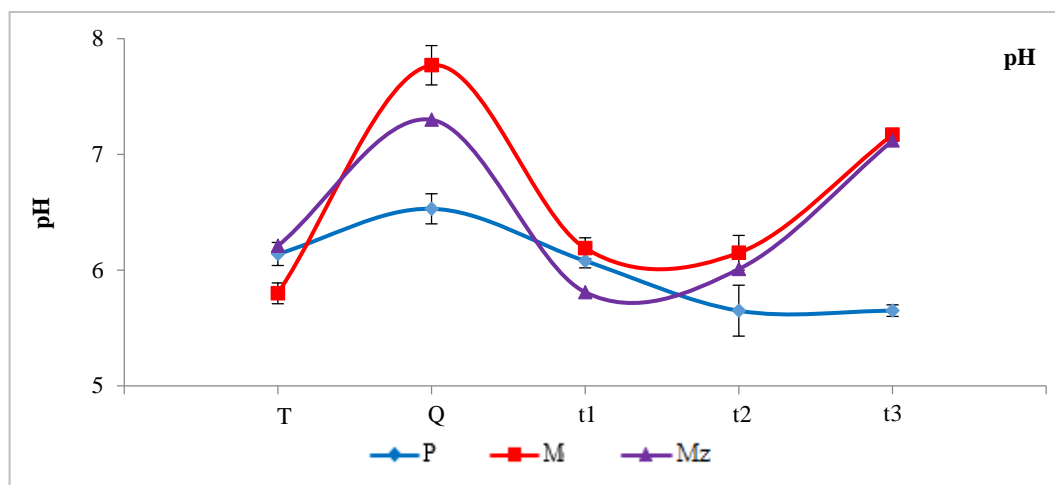


Fig. 3.1 Evolución del valor de pH después de la aplicación de la enmienda en suelos afectados por incendios (Q) en P (pinar implantado), M (monte nativo) y Mz (sitio con rastrojo de maíz) en los distintos tiempos del ensayo t1(1 mes), t2 (6 meses), t3 (15 meses). T: situación inicial previa al incendio.

Variaciones en el contenido de P extraído

En la fig. 3.2 se muestran los cambios de P_{ext} en los sitios analizados en t1, t2 y t3. Se presenta un comportamiento diferente en los suelos con especies leñosas de aquellos dedicados a la actividad agrícola, lo cual podría deberse a las diferentes características de los suelos y a la intensidad del evento de fuego y por lo tanto, las consecuencias en las propiedades edáficas. La aplicación de la enmienda en los sitios leñosos (fig. 3.2), P-Q enm y M-Q enm, tiene un efecto positivo, a corto plazo (1 mes), incrementando aproximadamente al doble el contenido de P_{ext} respecto a las muestras tomada después del incendio Q. Esta situación se puede explicar probablemente por dos motivos: primero el valor de pH en ambos sitios favorece la disponibilidad del nutriente (P_{ext}); y segundo por el alto contenido de P_{extr} en la enmienda utilizada (Tabla 3.1), que ha sido rápidamente incorporada al suelo en los sitios de bosques, coincidiendo con diversos autores (Mataix-Solera *et al.*, 2007 a, b; Rubenacker *et al.*, 2018). El suelo agrícola (Mz) muestra un aumento en el contenido de P_{ext} después de 6 meses (t2) del ensayo (~60%).

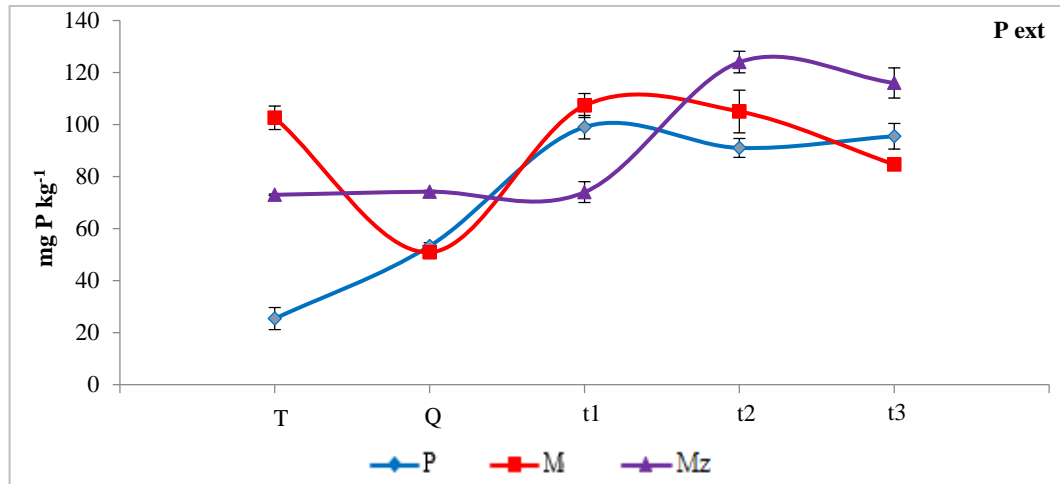


Fig. 3.2 Evolución del contenido de Pext después de la aplicación de la enmienda en suelos afectados por incendios (Q) en P (pinar implantado), M (monte nativo) y Mz (sitio con rastrojo de maíz) en los distintos tiempos del ensayo t1(1 mes), t2 (6 meses), t3 (15meses). T: situación inicial previa al incendio

Al finalizar el ensayo (15 meses), en los tres casos analizados el contenido de Pext es mayor que en las muestras correspondientes a sus respectivos suelos quemados (Q). La aplicación de la enmienda tuvo, en general, un efecto positivo para este nutriente, en el caso del suelo dedicado a la agricultura (Mz) se produce un enriquecimiento del 58% respecto a Mz-Q. En cambio, los sitios con especies leñosas presentan contenidos de Pext similares, 95 y 84 ppm, P y M, respectivamente. P-Q enm se enriquece respecto a P-Q y P-T, mientras que M-Q enm mejora el contenido de este nutriente respecto a M-Q sin alcanzar la situación inicial (M-T) lo que puede deberse a que el fósforo (P) está bajo formas de sales insolubles al valor del pH del suelo en ese momento del ensayo (t3) (fig 3.1).

Variaciones en el contenido de Nitrógeno total

En la fig 3.3 se observa que el contenido de Nt disminuyó en los sitios analizados, después de 30 días de la aplicación de la enmienda (t1).

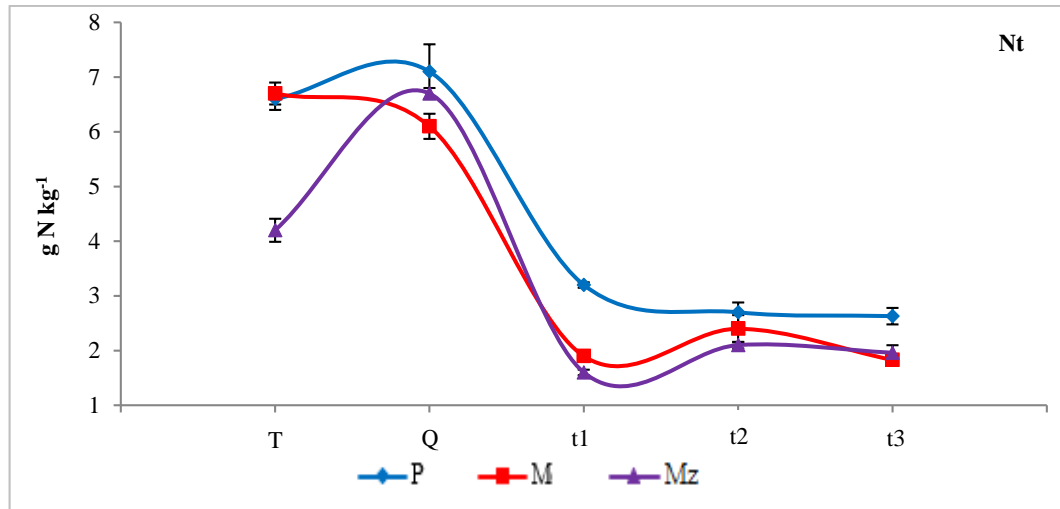


Fig. 3.3 Evolución del contenido de Nt después de la aplicación de la enmienda en suelos afectados por incendios (Q) en P (pinar implantado), M (monte nativo) y Mz (sitio con rastrojo de maíz) en los distintos tiempos del ensayo t1(1 mes), t2 (6 meses), t3 (15meses). T: situación inicial previa al incendio

Este comportamiento puede deberse a la calidad de la enmienda utilizada en este ensayo, con un contenido medio de Nt y un alto contenido de COT (Tabla 3.1) debido a los materiales de compostaje iniciales (restos de poda, residuos de estiércoles y urbanos), originando una relación C/N alta. Esta característica causa una estimulación en la actividad y desarrollo microbiano, lo que ocasiona que los procesos de fijación e inmovilización de N sean predominantes, además de las pérdidas habituales en el ciclo de este nutriente por lixiviación y volatilización (Guerrero *et al.*, 2007). En el siguiente periodo del ensayo (t1-t2) las modificaciones en el contenido de Nt son poco significativas, lo cual sugiere que los procesos anteriores se estabilizaron y liberaron el N a la solución del suelo.

En la muestra correspondiente a P-Q enm, el contenido de Nt se estabilizó después de 1 mes (t1) del ensayo, con mayor contenido con respecto a las otras muestras de suelos analizados siendo constante hasta el final del ensayo. Diferentes autores reportan que en sitios de pinares afectados por incendios se produce una preservación específica de estructuras N-aromáticas, llamada nitrógeno negro (“black nitrogen”) producida por la alteración térmica de la MO durante el evento de fuego (De la Rosa *et al.*, 2008).

Al finalizar el ensayo (15 meses), en todos los sitios analizados se cuantificó un menor contenido de Nt que en la situación original (T), estimándose que los procesos de

mineralización y lixiviación predominaron en este estudio. Jiménez-González *et al.* (2016) analizaron la recuperación de un suelo afectado por incendios luego de dos años de ocurrido el evento, sugieren que el N es transportado a capas más profundas y que la disponibilidad de los nutrientes dependerá del balance de su mineralización, las especies químicas en que se presenten como así también de las relaciones C/N, C/P entre otros parámetros (Guerrero *et al.*, 2007).

Variaciones en el contenido de carbono oxidable (Cox)

En la fig 3.4 se muestran las variaciones en el contenido de Cox en los tres suelos enmendados; después de 30 días de la aplicación de la enmienda (t1) se observa un aumento significativo en el contenido de Cox en las muestras de los tres sitios analizadas, lo que puede deberse al aporte de C de la enmienda.

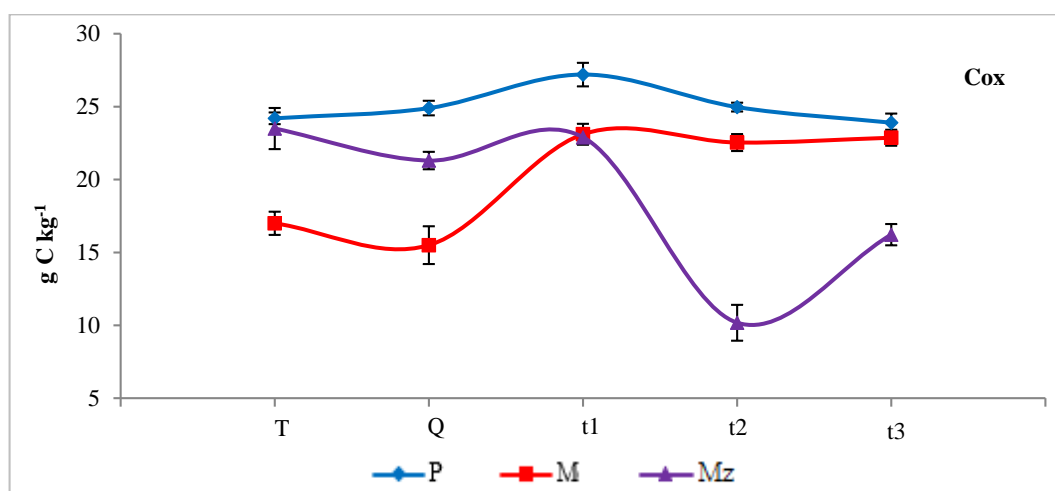


Fig. 3.4 Evolución del Cox después de la aplicación de la enmienda en suelos afectados por incendios (Q) en P (pinar implantado), M (monte nativo) y Mz (sitio con rastrojo de maíz) en los distintos tiempos del ensayo t1(1 mes), t2 (6 meses), t3 (15 meses). T: situación inicial previa al incendio

Las modificaciones en el contenido de Cox de los suelos enmendados en los sitios analizados (fig 3.4) muestran diferentes comportamientos en función del tiempo. La aplicación de la enmienda produjo, después de 1 mes (t1), un incremento en el contenido de Cox, que osciló entre el 8 % y el 53% en las muestras analizadas. Después de 6 meses (t2)

de aplicada la enmienda, se observa un decrecimiento, no significativo, en el contenido de Cox de las muestras correspondientes a M-Q enm y P-Q enm; el contenido de Cox en la muestra de Mz-Q enm se reduce a la mitad, indicando una marcada inestabilidad y poca fijación a la MO original del suelo. En el muestreo correspondiente al final del ensayo (15 meses, t3), en las muestras correspondientes a M-Q enm se enriquecieron en el contenido de Cox con respecto a M-Q. Dicho comportamiento sugiere que el carbono podría haber sido liberado de formas recalcitrantes o compuestos de neoformación, producidos como consecuencia de la temperatura alcanzada en el incendio que alteró las propiedades coloidales de la fracción orgánica (Uyguner and Bekbolet, 2005). La disminución en el contenido del parámetro edáfico analizado en Mz-Q enm es significativo, se redujo a la mitad. Este comportamiento está de acuerdo con lo que sugieren Guerrero *et al.* (2001), quienes sostienen que en algunas propuestas de recuperación el proceso de mineralización es predominante, dependiendo de la dosis, el tiempo de evaluación del ensayo y los restos vegetales presentes.

Teniendo en cuenta que los resultados de ensayos en lapsos de tiempo medio (hasta 4 años) pueden ser contrastantes, estos estudios (de hasta 15 meses) coinciden con Díaz-Raviña *et al.* (2018) quienes sostienen que la calidad de los suelos de algunos sitios analizados no ha sido recuperada, como lo indican los resultados de ciertas propiedades edáficas evaluadas.

Variaciones en el contenido de las distintas fracciones de carbono

Los cambios a través del tiempo (15 meses) del contenido de carbono de las fracciones de CSH, CAF, y CAH cada 100 g de COT se muestran a partir de la fig 3.5.

El contenido de CSH se incrementó entre un 57% hasta más de 100%, en las muestras de los tres suelos quemados seleccionados, después de 1 mes de aplicada la enmienda (t1) (fig 3.5).

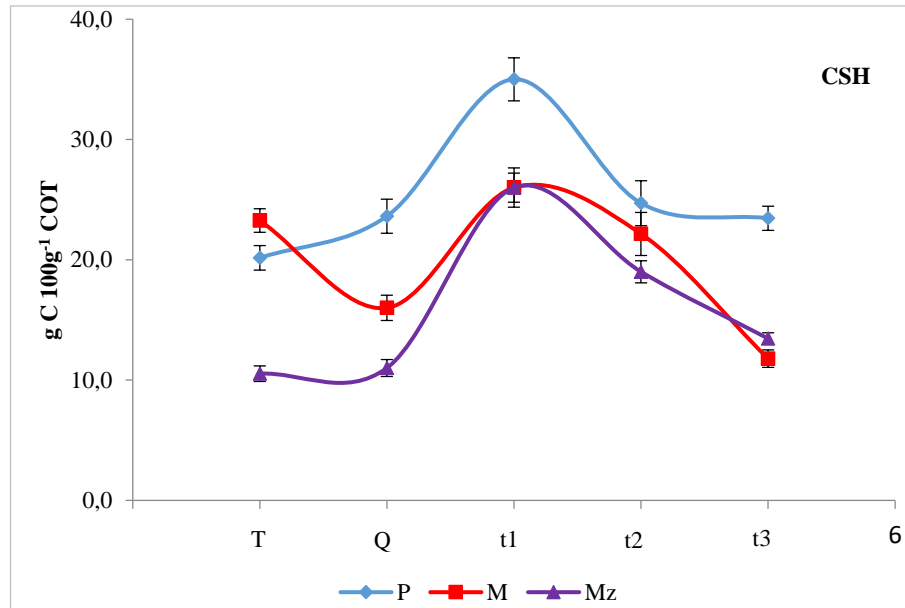


Fig 3.5 Evolución del contenido de carbono de sustancias húmicas (CSH) después de la aplicación de la enmienda en suelos afectados por incendios (Q) en P(pinar implantado), M (monte nativo) y Mz (sitio con rastrojo de maíz) en los distintos tiempos del ensayo t1(1 mes), t2 (6 meses) y t3 (15 meses). T: situación inicial previa al incendio

Al finalizar el ensayo (luego de 15 meses), el contenido de esta fracción de carbono, presentó diversos resultados. El suelo agrícola, Mz-Q enm, exhibió mayor contenido de esta fracción con respecto a Mz-Q y también mayor que Mz-T, lo cual indicaría un enriquecimiento en fracciones de carbono más resistentes, aportadas por la enmienda y fijadas a la MO original del suelo (Spaccini *et al.*, 2000; González-Pérez *et al.*, 2004).

En M-Qenm se observó una situación contraria, no retuvo la enmienda aplicada después de los 15 meses del ensayo, por lo cual el bosque nativo sufrió un empobrecimiento continuo, incluso respecto a la situación original (M-T). Han prevalecido los procesos de mineralización y lixiviación. Cuando se presentan situaciones de alteración térmica en algunos suelos (incendios naturales) ocurren procesos químicos en las macromoléculas removiendo grupos y cadenas laterales que afectan la solubilidad y cambian las interacciones (sorción/desorción) con los otros constituyentes del suelo (González-Pérez *et al.*, 2004).

En el otro sitio leñoso analizado, P(pinar), la aplicación de la enmienda incrementó significativamente el contenido de esta fracción después de 1 mes de ensayo (t1). Al finalizar el ensayo (15 meses) se cuantificó un contenido de CSH similar al que corresponde a P-Q,

indicando que hubo pérdida constante de esta fracción, sin embargo, se finalizó el ensayo con aproximadamente una cantidad 15% mayor que P-T debido al aumento producido por el incendio.

En la fig 3.6 se observa la evolución de la fracción de carbono de ácidos fúlvicos en los tres suelos enmendados.

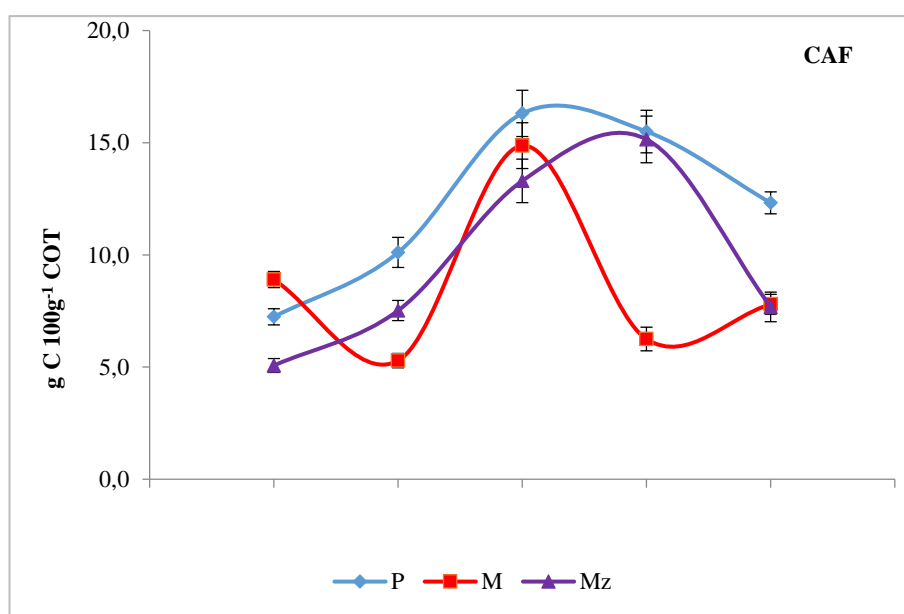


Fig 3.6 Evolución del contenido de carbono de ácidos fúlvicos (CAF) después de la aplicación de la enmienda en suelos afectados por incendios (Q) en P(pinar implantado), M (monte nativo) y Mz (sitio con rastrojo de maíz) en los distintos tiempos del ensayo t1(1 mes), t2 (6 meses) y t3 (15 meses). T: situación inicial previa al incendio

Después de 1 mes de aplicada la enmienda (t1) los tres sitios respondieron positivamente a la remediación observándose diferencias significativas en el contenido de CAF. Los sitios con especies leñosas (P-Q enm y M-Q enm) presentaron los mayores contenidos de carbono. La velocidad de disminución del contenido de esta fracción fue marcada en las muestras correspondientes a M y menor en las muestras de P en el periodo comprendido entre 1 a 6 meses del ensayo (t1-t2). Al finalizar el ensayo, 15 meses (t3) en ambos casos, los sitios con especies leñosas, el contenido de la fracción de CAF se incrementó con respecto al contenido cuantificado en los suelos quemados (M-Q y P-Q). La aplicación de la enmienda al suelo agrícola (Mz) provocó un aumento en el contenido de CAF hasta el muestreo correspondiente a los 6 meses (t1 y t2), al finalizar el ensayo (t3) el

contenido de esta fracción fue ligeramente mayor al correspondiente al suelo quemado, lo que indica un tratamiento positivo para la recuperación de la fracción de CAF. Si se compara con el contenido del suelo testigo Mz-T el incremento fue aún mayor.

En la fig 3.7 se observan los cambios en el contenido de carbono de la fracción CAH luego de enmendarse en los sitios leñosos P y M y el agrícola, Mz.

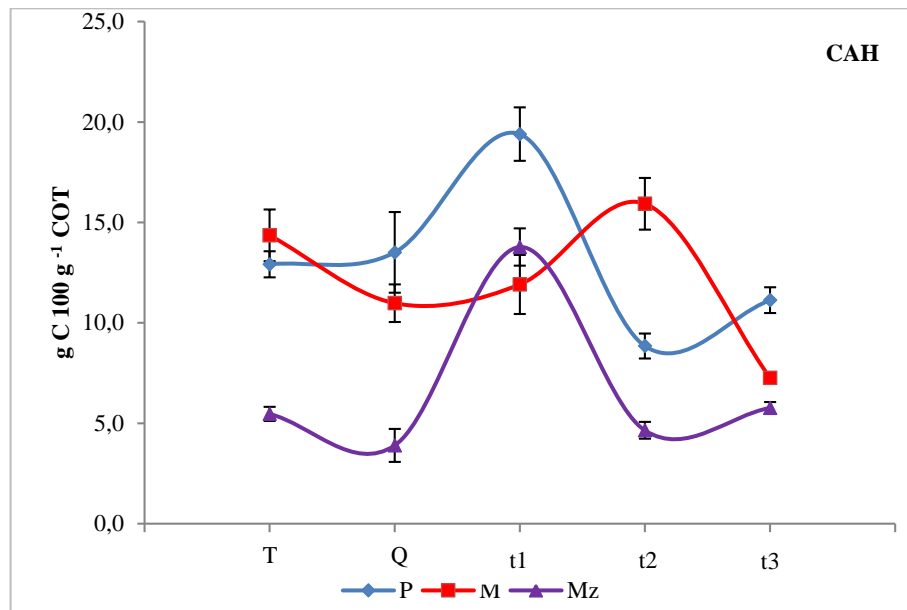


Fig 3.7 Evolución del contenido de carbono de los ácidos húmicos (CAH) después de la aplicación de la enmienda en suelos afectados por incendios (Q) en P(pinar implantado), M (monte nativo) y Mz (sitio con rastrojo de maíz) en los distintos tiempos del ensayo t1(1 mes), t2 (6 meses) y t3 (15 meses). T: situación inicial previa al incendio

La fracción de carbono húmico (CAH) es la fracción más resistente a la biodegradación y tiene un importante rol en la estructura del suelo, las modificaciones en el contenido a través del tiempo se muestran en la fig 3.7. En las muestras analizadas después de 1 mes (t1) de aplicada la enmienda, se determinó un incremento en el contenido de CAH, poco significativo en las muestras de M-Q enm (~5%) e importante (60-170%) en las otras muestras, P-Qenm y Mz-Qenm, respectivamente. Al finalizar el ensayo (15 meses t3) el contenido de CAH fue mayor en las muestras analizadas sólo en el sitio agrícola, Mz-Q. El

bosque nativo, (M-Q) no pudo revertir la situación alcanzada en el incendio, presentando empobrecimiento por el evento fuego con mayor magnitud que el otro sitio leñoso (P-Q).

El comportamiento diferente que se observa en las muestras correspondientes a M-Q enm, se debe probablemente a las características de la enmienda, del suelo y de la MO nativa. Las enmiendas orgánicas (compost) elaborados a partir de materiales lábiles (como mezclas de estiércoles y residuos varios) presentan mayor contenido de CAF y escasa cantidad de CAH. Diversos autores sostienen que el efecto de la remediación con enmiendas orgánicas sobre el contenido de CSH no es aun claro, ya que dependerá de las características de la enmienda y de las propiedades edáficas (Abril *et al.*, 2014). Senesi *et al.*, (2007) sostienen que los compost presentan una mayor proporción de compuestos alifáticos con bajo grado de humificación, por lo cual el aumento de la fracción fúlvica (CAF), en general, puede ser mayor que el contenido de CAH.

Las dosis utilizadas, las características de la enmienda y el tiempo transcurrido después de la aplicación pueden producir modificaciones de manera diferencial en la proporción de las distintas fracciones CAF y CAH de los suelos enmendados (Adani *et al.* 2006). Según Abril *et al.* (2014) una dosis de 25 Mg ha⁻¹ provocó sólo un aumento en la fracción de CAF.

Los resultados obtenidos en estos estudios coinciden con Adani *et al.* (2006) quienes sostienen que la aplicación de compost al suelo no causa, en el mediano plazo, (en nuestra experiencia 15 meses), cambios fundamentales en el contenido de las fracciones de carbono, aunque sí se modifica de manera diferencial la proporción de CAF y CAH de los suelos. Los efectos inducidos por los incendios sobre la calidad de la MO del suelo son muy variables y dependientes de la severidad del incendio y los restos vegetales, entre otros factores (Karlen *et al.*, 1997). Coincidiendo con estos autores, los tres suelos afectados por incendios presentaron distintas tendencias con respecto a las variables edáficas estudiadas en este ensayo.

Los incendios afectan los suelos en función de diversos factores, entre ellos, la cantidad, calidad y flamabilidad de distintos restos vegetales y el viento, los que contribuyen a definir el tiempo de residencia de las temperaturas máximas alcanzadas y por lo tanto, los cambios producidos en los suelos.

Los resultados obtenidos en este ensayo contrastan con estudios que sostienen que el contenido de COT y Nt pueden ser restaurados a los niveles previos al evento de fuego (Girona-García *et al.* 2019) al menos en el lapso analizado.

Análisis de componentes principales para los tres tiempos

Cerdá and Jordan (2000) informan sobre numerosos estudios realizados que evaluaron parámetros edáficos de manera individual con el propósito de explorar las respuestas a los cambios producidos por el fuego según la calidad de los suelos quemados. Sin embargo, Díaz-Raviña *et al.* (2018) propusieron analizar diversas variables edáficas en función del tiempo, de manera conjunta para todos los sitios elegidos.

Para analizar el comportamiento de las variables edáficas en los ensayos con los suelos seleccionados, enmendados y a diferentes tiempos: 1 mes (t1), 6 meses (t2) y 15 meses (t3), se utilizó la herramienta estadística de Análisis de Componentes Principales (ACP), con el objetivo de reconocer las variables más destacadas que se pueden relacionar a cada sitio, con los distintos restos vegetales, manejo y tiempos del ensayo.

Las diferencias en la calidad y cantidad de residuos vegetales, incluyendo los exudados de las raíces pueden influenciar a las propiedades edáficas tales como el contenido de P, N, C y sus diferentes fracciones, y pH. Por lo tanto, el rol de la vegetación, sus residuos en diferentes estados de descomposición, así como son fuentes de C del suelo, pueden determinar la calidad y cantidad de la MO (Díaz-Raviña *et al.*, 2018). Así, cuando se producen incendios, se genera un amplio rango de temperaturas, siendo las intermedias (entre 220 y 350°C) las que provocan los mayores cambios estructurales en la MO (Certini, 2005).

El análisis multivariado, así como la exploración con componentes principales (ACP) es empleado para correlacionar variables del suelo (Peralta *et al.*, 2013) evaluando la relación entre sustancias húmicas y composición química, por ejemplo (Silva *et al.*, 2013) o exponiendo la relación en cada tiempo entre las variables edáficas seleccionadas y los tres sitios estudiados en el ensayo.

En la fig. 3.8 se observan los cambios en las variables seleccionadas después de un mes (t1) de la aplicación. El componente principal CP1 separa los suelos analizados en dos

grupos, el sector agrícola Mz (maíz) de los otros dos sitios, M y P. Las muestras correspondientes a M (monte) pueden relacionarse con CE, pH y Pext, variables de carácter inorgánico. El contenido de carbono, Cox y sus diferentes fracciones, CAF, CSH (variables orgánicas) y Nt, caracterizaron a P (Pinar) en este momento del ensayo. Esto sugiere, que después de 1 mes de aplicación de la enmienda, las muestras correspondientes a los suelos con vegetación leñosa (M y P) no comparten similares características edáficas con las del suelo agrícola (Mz). El eje CP2 divide las características edáficas orgánicas de las inorgánicas.

En la fig 3.9 se expone el gráfico correspondiente al ACP después de 6 meses (t2) de la aplicación de la enmienda; puede observarse que las características de los suelos analizados se han modificado. En las muestras correspondientes al suelo con uso agrícola (Mz) la variable más importante fue Pext, que es de carácter inorgánico. Las muestras correspondientes a P presentan alta relación con variables del tipo orgánico (Cox, CSH) y Nt, coincidiendo con Girona-García *et al.* (2019), quienes sostienen que después de 6 meses de restauración del suelo, estos parámetros aún están afectados por el efecto del incendio. En el otro suelo con vegetación leñosa analizado, M, el pH fue la variable más relevante. En general, después de 6 meses de la aplicación de la enmienda, se observa que para el sitio correspondiente a P las variables que lo distinguen son de carácter orgánico, mientras que para el suelo con uso agrícola (Mz) y el otro suelo con vegetación leñosa (M), las variables principales son de carácter inorgánico.

En el ACP de la fig 3.10 se observa que al final del ensayo (15 meses, t3) las características de los suelos analizados son diferentes al estado inicial. El suelo bajo uso agrícola (Mz) y el que tiene vegetación leñosa (M) comparten propiedades del tipo inorgánico, esto sugiere que la aplicación de la enmienda provocó modificaciones de estas variables en estos suelos en el lapso de tiempo analizado. La variable de mayor peso para caracterizar al bosque nativo (M) fue CE y para el suelo agrícola (Mz), Pext. Las variables del tipo orgánico (Cox, CSH, CAF) y Nt son las características edáficas que representan al suelo con pinar implantado (P). Rubenacker *et al.* (2016) sugieren que el contenido de CAF en suelos con pinos implantados afectados por incendios y enmendados, dicha fracción puede aumentar considerablemente (más de 100%) con respecto a la cantidad presente antes del evento de fuego, luego de transcurrido un tiempo.

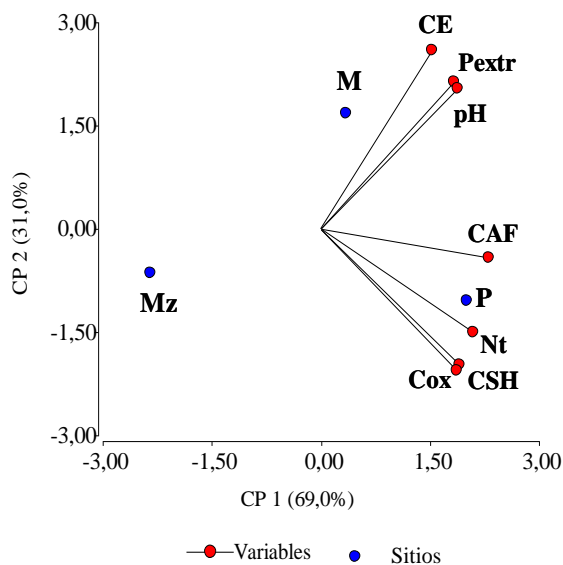


Fig.3.8 ACP en t1

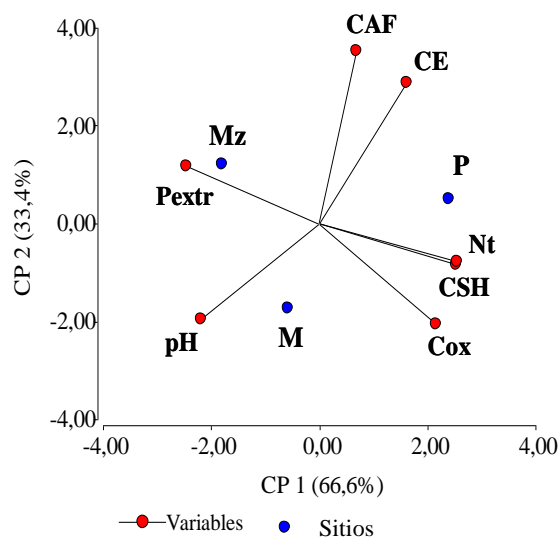


Fig.3.9 ACP en t2

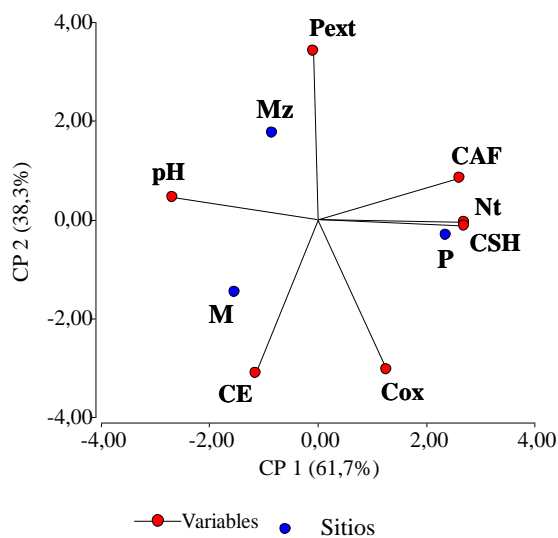


Fig. 3.10 ACP en t3

Fig. 3.8 (t1: a 30 días de la aplicación de la enmienda), 3.9(t2: a 6 meses de la aplicación de la enmienda) y 3.10 (t3: a 15 meses de la aplicación de la enmienda) gráficos de ACP muestran los cambios que afectan a las variables edáficas (pH, conductividad eléctrica, carbono oxidable, nitrógeno total, fracciones de carbono y fósforo extractable de color rojo) a través del tiempo en los sitios de pinar, monte nativo y rastrojo de maíz quemado (color azul)

Teniendo en cuenta el resultado final de este estudio se puede afirmar que en el sitio agrícola con barbecho de residuos de maíz (Mz) afectados por incendio, después de la aplicación de la enmienda la variable sensible a la restauración es Pext.

Para los suelos con especies leñosas (M y P) se observaron pocos cambios a través del tiempo del ensayo. Para las muestras correspondientes al monte nativo (M) las variables de mayor importancia fueron de tipo inorgánico, pH y CE. Las variables asociadas al suelo con pinar implantado (P) luego de 15 meses fueron del tipo orgánico (Cox, CSH, CAF) y Nt.

2) Efecto de la aplicación de la enmienda en variables físicas

a) Estabilidad de los agregados

En las fig. 3.11 y 3.12 se observan los cambios que presentan la estabilidad de los agregados (AS) en los sitios M y Mz, respectivamente.

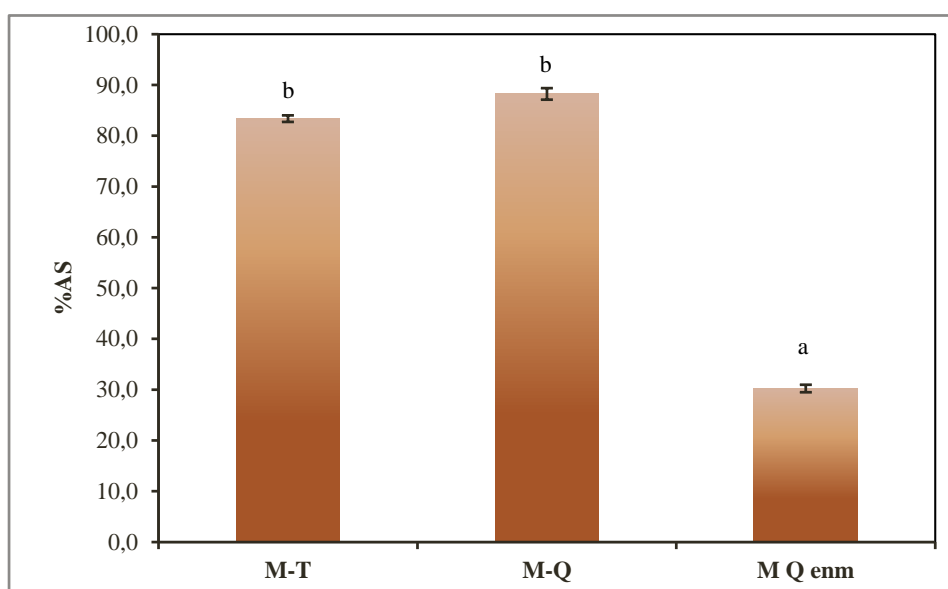


Fig 3.11 Evaluación de los cambios en AS (estabilidad estructural) entre M-T (monte testigo), M-Q (monte quemado) y en M-Q enm (monte quemado enmendado) después de 30 días (t1). Letras diferentes indican diferencia significativa $P < 0,05$ (test DGC).

Después de 30 días de la aplicación de la enmienda (t1), la variable analizada presentó un valor muy bajo (AS= 30,24%). Este valor de AS podría estar relacionado con la menor cantidad carbono cuantificado después del incendio (tabla 2.2), ya que la formación de ciertos agregados está asociada con esta variable (C), entre otros componentes cementantes (Díaz- Raviña *et al.*, 2018).

En la fig. 3.12 (Mz) el valor de AS después de aplicada la enmienda disminuyó en un 50% después de 1 mes de ensayo (t1), probablemente debido a la cantidad y/o calidad de la MO del suelo después del evento.

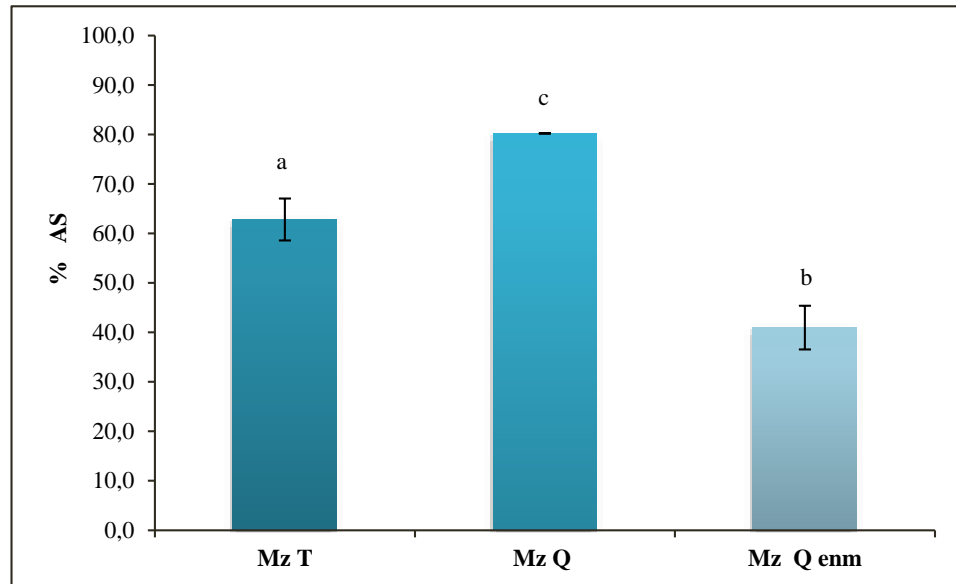


Fig 3.12 Evaluación de los cambios en AS (estabilidad estructural) en Mz-T, Mz-Q (suelo agrícola con rastrojo de maíz testigo y quemado, respectivamente) y en Mz Q enm (suelo quemado enmendado) luego de 30 días (t1). Letras diferentes indican diferencia significativa $P < 0,05$ (test DGC).



Imagen 3.1: Estabilidad de agregados antes (P-T) y después (P-Q) del evento de fuego

En la imagen 3.1 se muestran los cambios en la AS antes y después del incendio.

En la fig 3.13 se observa una tendencia similar a los suelos anteriormente analizados. En el suelo correspondiente a pinar quemado (P-Q), el valor de AS es aproximadamente 38% menor después de un mes de aplicación de la enmienda (t1), probablemente debido a la calidad de la fracción orgánica remanente en el suelo después del evento de fuego ya que el contenido de Cox no fue sustancialmente modificado por el incendio (fig. 3.4).

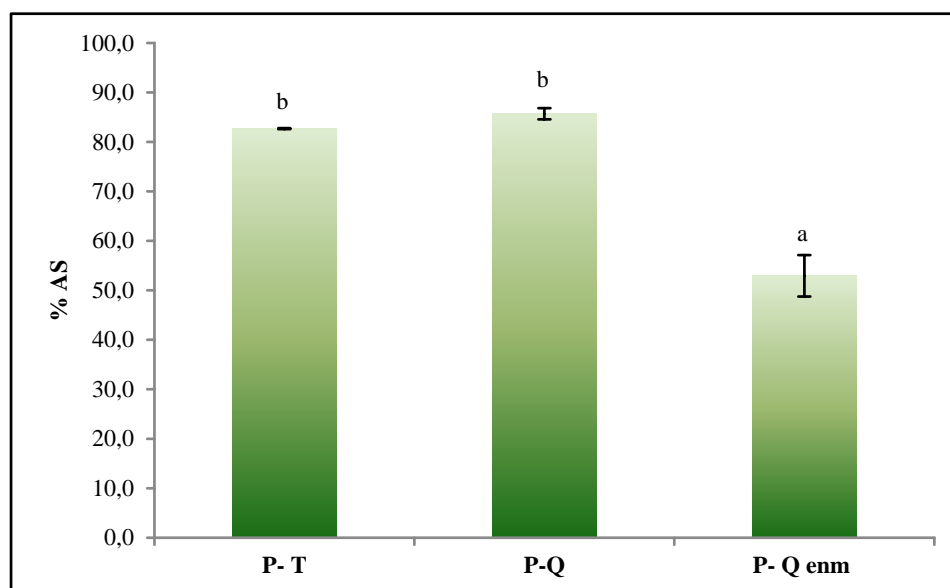


Fig 3.13 Evaluación de los cambios en AS (estabilidad estructural) en P-T, P-Q y P-Q enm (pinar testigo, quemado y enmendado respectivamente, luego de 30 días de la aplicación de la enmienda). Letras diferentes indican diferencia significativa $P < 0,05$ (test DGC).

La aplicación de la enmienda en los suelos quemados analizados no produjo un efecto positivo en la estabilidad de los agregados. La mayor disminución se observó en el suelo de M-Q y la menor en P-Q.

Mataix-Solera *et al.* (2010) sostienen que una reducción del contenido de agregados estables en los suelos es indicativa de una pérdida de su calidad. González *et al.* (2018) muestran que durante los primeros meses los suelos enmendados aumentan los valores de AS con respecto a sus suelos controles. A diferencia de Díaz-Raviña *et al.* (2018) quienes no encontraron cambios en los valores de AS, los resultados obtenidos en este estudio muestran un comportamiento diferente después de 30 días de la incorporación mecánica de la enmienda. Probablemente debido a la rotura de la estructura del suelo por el procedimiento

de aplicación de la enmienda, la cantidad (dosis) y calidad de la MO remanente en el suelo, entre otros factores.

La elección de la incorporación mecánica superficial de la enmienda tuvo como objetivo incrementar la posibilidad de generar capacidad de infiltración por el rompimiento de la capa inmediatamente debajo de las cenizas (Ferreira *et al.* 2015) sin provocar la ruptura de los agregados, pero dados los resultados, esto no se logró para los suelos estudiados y el tiempo del ensayo analizado.

b) Repelencia al agua

La variable edáfica, hidrofobicidad o repelencia al agua (W_r) (desarrollada en el capítulo 2) es un fenómeno de interés especial en las regiones semiáridas, donde el agua es considerada uno de los factores fundamentales que afectan la estructura, funcionamiento y diversidad de los ecosistemas. Diversos autores han propuesto que el origen natural de la W_r está causado por compuestos orgánicos relacionados con diferentes tejidos de distintas especies vegetales, que contienen resinas, ceras y otras sustancias orgánicas (Lozano *et al.*, 2013). La W_r puede encontrarse tanto en suelos no quemados como los afectados por incendios. En los primeros, la repelencia al agua es producida por la materia orgánica que cubre las partículas minerales del suelo; en los suelos afectados por incendios el origen se relaciona con la volatilización de algunas sustancias orgánicas durante el incendio (imagen 3.2) (Minervini *et al.*, 2018).



Imagen 3.2 Ejemplo de hidrofobicidad en un suelo afectado por incendios

En algunos casos puede presentarse la no repelencia al agua, lo cual se determina por el tiempo que tarda el agua en penetrar en el suelo. Estos suelos se denominan “mojables o humectables (wettable)” según la técnica propuesta por Bisdom *et al.* (1993) (desarrollada en el capítulo 2). La modificación de la infiltración y el movimiento del agua en el suelo, como consecuencia del aumento de la hidrofobicidad (W_r), se consideran entre los cambios que más afectan a los suelos después de un evento de fuego. La W_r fue una característica que se observó en los suelos con monte nativo (M-Q) y con pinar implantado (P-Q) después de los incendios (fig 3.14), en un todo de acuerdo con Bodi *et al.* (2012), quienes sostienen que la repelencia al agua en el suelo se produce con mayor frecuencia y persistencia en suelos forestales.

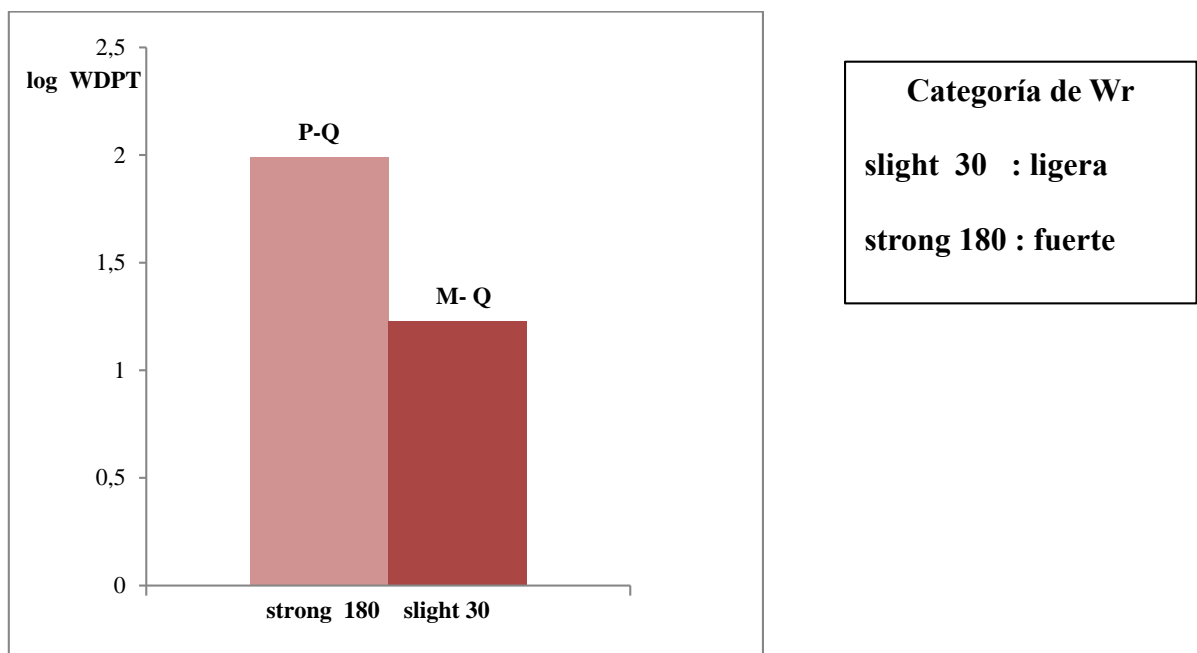


Fig 3.14 Suelos afectados por incendios que desarrollaron hidrofobicidad: monte nativo (M-Q) y pinar implantado (P-Q)

En la fig. 3.14 y la tabla 2.2 se observan los suelos que desarrollaron repelencia al agua (W_r), monte nativo (M) y pinar implantado (P), después del evento de fuego.

Diversos autores proponen que entre los factores que influyen en el desarrollo de la hidrofobicidad después de los incendios, se encuentran la severidad del fuego, el tipo, contenido y calidad de MO, la clase de suelo mineral, el gradiente de temperatura en el suelo, la textura y el contenido de agua (De Bano and Neary, 2005). En ambos sitios leñosos se observó que después de la aplicación de la enmienda, la condición de repelencia al agua se modificó, presentándose un menor tiempo de penetración del agua al suelo; por lo tanto, cambiaron a la categoría de humectables (fig. 3.15 y 3.17), a diferencia de los testigos de este ensayo, P-Q y M-Q en las fig 3.14.

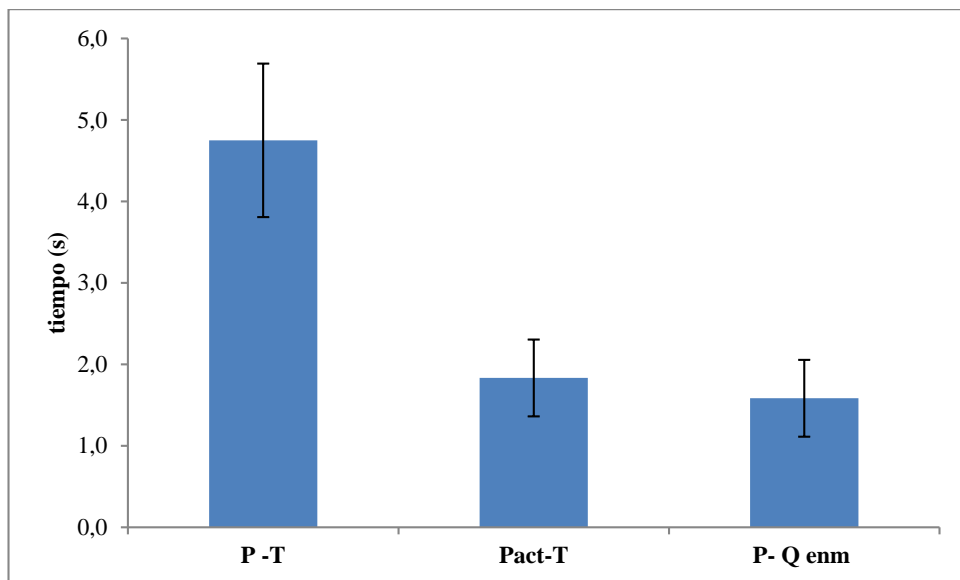


Fig 3.15 Humectabilidad (tiempo de penetración del agua al suelo) en suelos de pinar testigo (P-T), pinar muestreado luego de 2 años sin eventos (P act -T) y pinar afectado por incendios enmendado (P-Q enm).

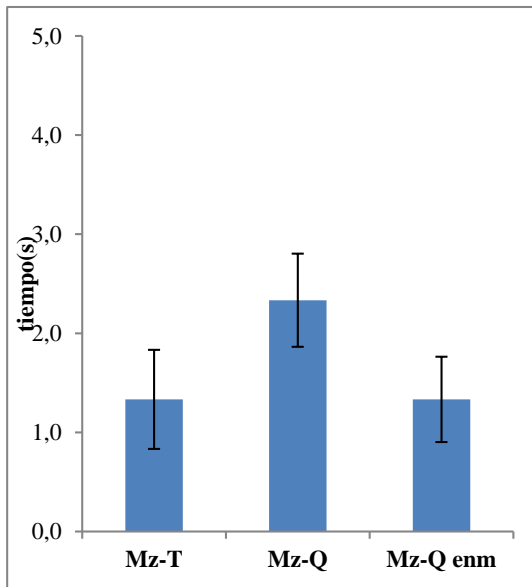


Fig 3.16 Humectabilidad (tiempo de penetración del agua a suelos) en suelos con barbecho de maíz sin quemar (Mz-T), afectados por incendios (Mz-Q) y fectados por incendios y enmendados (Mz-Q enm)

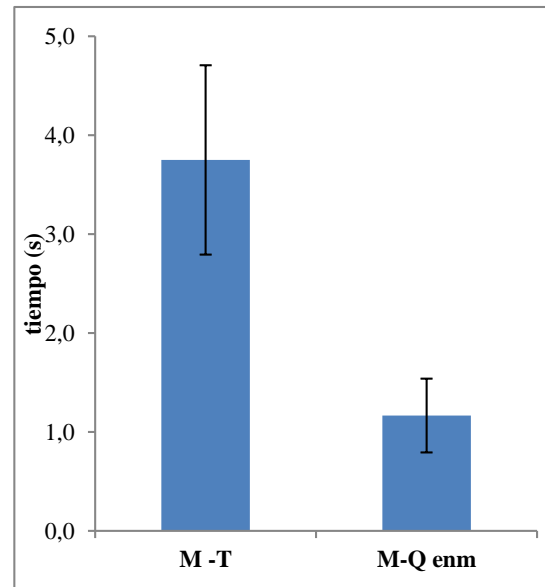


Fig 3.17 Humectabilidad (tiempo de penetración del agua al suelo) en suelos de monte nativo sin quemar (M-T) y suelos de monte nativo quemado y enmendado (M-Q enm)

A diferencia de los sitios anteriores, el suelo bajo uso agrícola (Mz) no presentó repelencia al agua (W_r) en el lapso de tiempo estudiado.

Después del evento de fuego Mz-Q desarrolló un comportamiento diferente, fue necesario más tiempo para que el agua penetre el suelo, sin llegar a presentar W_r (fig. 3.16). Luego de 30 días de la aplicación de la enmienda (t_1), el tiempo de humectación reprodujo el valor del correspondiente al suelo antes del evento de fuego (Mz-T).

En los sitios leñosos enmendados se revirtió la W_r , a diferencia de los resultados de Díaz-Raviña *et al.* (2018), quienes no encontraron cambios en esta variable en sus ensayos de restauración para el lapso de tiempo estudiado.

3) Comparación en P-Q: enmienda vs remediación natural

Hidrofobicidad (W_r)

A continuación, se cuantificó la repelencia al agua (W_r), estabilidad de los agregados (AS) y la fracción apolar (F_{ap}) en el suelo con pinar (P), analizando el suelo testigo (P-T),

el suelo después del evento de fuego (P-Q) y el suelo enmendado comparándolos con las muestras tomadas después de transcurrido dos años sin un evento de fuego, Pact T y Pact Q.

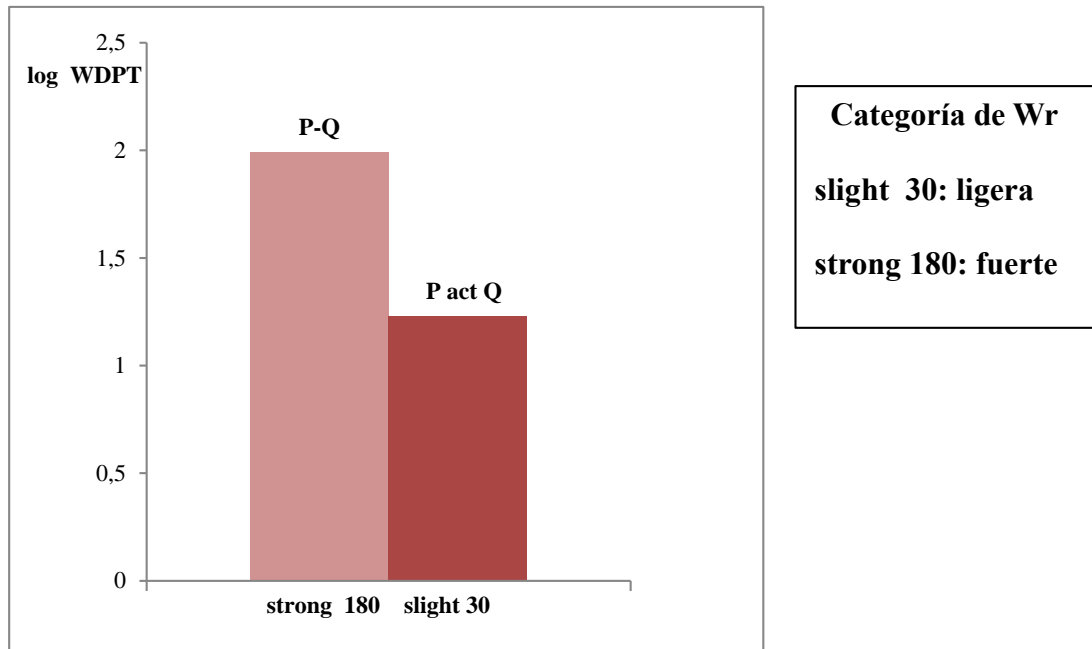


Fig 3.18 Variación de la hidrofobicidad con el tiempo en pinar implantado (P)

El suelo con pinar implantado después del evento de fuego (P-Q) desarrolló una fuerte repelencia al agua (W_r). En el nuevo muestreo, Pact Q (fig.3.18) la repelencia al agua disminuyó notablemente (“slight”, ligera). En las muestras correspondientes a Pact T (fig 3.15) se observa la disminución en el tiempo de humectación con respecto a la situación original (P-T) por lo cual se puede estimar que a medida que transcurre el tiempo y sin intervención antrópica, esta característica edáfica modifica la condición del suelo. Esta propiedad (W_r) puede variar con el tiempo dependiendo de la severidad de los incendios en períodos que pueden oscilar de días a años (De Bano, 1998). Este comportamiento es similar a lo propuesto por Bodi *et al.* (2012) que sostienen que la W_r disminuye con el tiempo en suelos forestales.

La aplicación de la enmienda en este sitio seleccionado tuvo efectos sustancialmente diferentes (fig. 3.15) al del paso del tiempo sin intervención (fig 3.18). En el caso de la restauración con enmienda, disminuye el tiempo que tarda el agua en penetrar al suelo

(humectabilidad) (fig. 3.15); en el caso de la remediación natural (Pact-Q) el tiempo transcurrido favorece el cambio hacia una categoría menos hidrofóbica.

Estabilidad de los agregados

En la fig. 3.19 se comparan los cambios en AS en el sitio P. En las muestras correspondientes a P act T, se puede observar que después dos años entre muestreos el

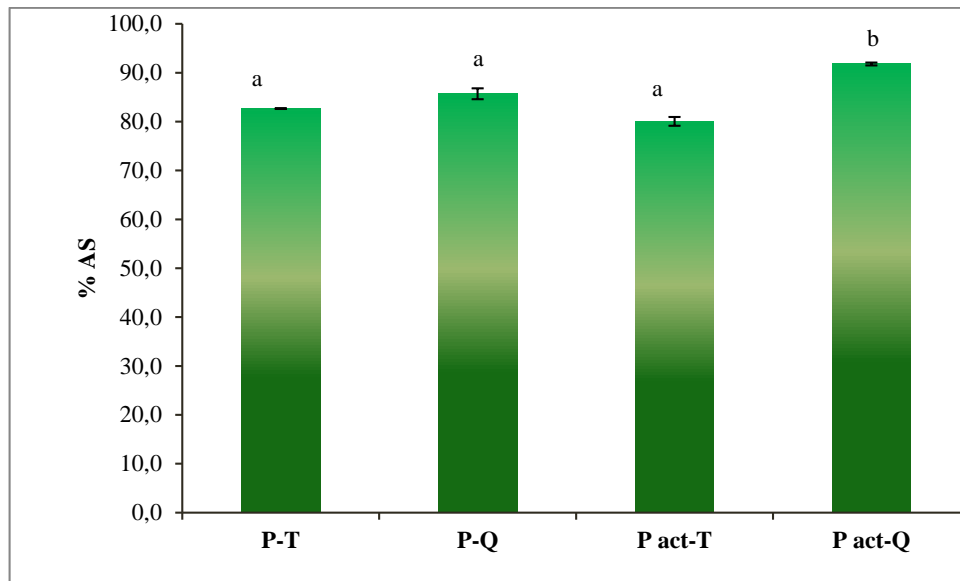


Fig 3.19 Comparación de la estabilidad de los agregados en suelos de pinar testigo (P-T), pinar afectados por incendios (P-Q), luego de dos años sin incendios se realizó nuevo muestreo en pinar testigo (P act T) y en el pinar quemado (P act Q). Letras diferentes indican diferencia significativa $P < 0,05$ (test DGC).

valor de AS no presentó diferencia significativa con el P-T (situación inicial), es decir que en el suelo no quemado el valor de este parámetro no varió con el tiempo. En cambio, en P act Q el valor de AS = 91,80% indica un aumento superior al 8% respecto a su correspondiente situación inicial, P-Q, lo que sugiere que la remediación natural (sin intervención antrópica) fue más eficiente que la aplicación de la enmienda (AS=52,9% fig. 3.13) en este sitio analizado.

Fracción lipídica

El contenido de sustancias solubles extraídas con solventes no polares (compuestos apolares, o fracción lipídica, Fap) del suelo pueden colaborar con la capacidad de formar uniones estables y contribuir a la agregación (Stevenson and Schnitzer, 1982).

A las muestras P-T y P-Q que se les extrajeron la fracción lipídica (Fap) se las denominó P-T s/lip y P-Q s/lip, respectivamente. Se determinó AS con el objetivo de evaluar la influencia de Fap.

En la fig 3.20 se observa que la extracción de la fracción lipídica produjo una disminución en el AS de aproximadamente un 11% en las muestras correspondientes al P-T y de un 41% en las muestras después del evento de fuego, P-Q, de acuerdo con Benito and Díaz-Fierros (1996), quienes sostienen que en la formación de macroagregados intervienen compuestos orgánicos apolares (lipídicos) presentes en el suelo, que se comportan como agentes cementantes con la fracción mineral. La mayor disminución en AS determinado en el suelo afectado por incendio (P-Q s/líp) está de acuerdo con la correlación positiva encontrada entre AS-Fap (0,98) para suelos de bosques afectados por incendios (Rubenacker *et al.*, 2018).

Minervini *et al.* (2018) sostienen que uno de los aspectos positivos de la presencia de hidrofobicidad está relacionada con el aumento de la AS y, por lo tanto, la resistencia a la desintegración de los agregados. De acuerdo con lo observado en este estudio la W_r correlaciona positivamente con Fap, es por ello por lo que se advierte su contribución a la AS al encontrar correlación positiva entre AS- W_r (0,97) (Rubenacker *et al.* 2018).

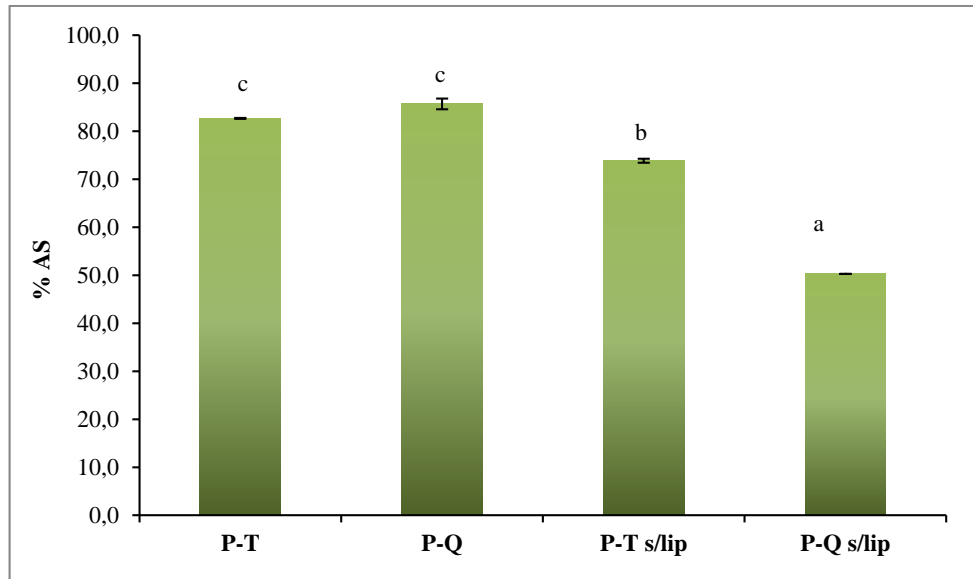


Fig. 3.20 Comparación en la estabilidad de los agregados relacionado con la fracción apolar (lípidos), en los suelos con pinar implantado testigo (P-T), quemado (P-Q), testigo sin lípidos (P-T s/lip) y quemado sin lípidos (P-Q s/lip). Letras diferentes indican diferencia significativa $P < 0,05$ (test DGC).

B Ensayos en invernadero

Los incendios forestales pueden modificar de manera significativa las características bióticas y abióticas del suelo, alterando la estructura, propiedades físico-químicas, niveles de macronutrientes y carbono, microbiota y cubierta vegetal. Los eventos de fuego consumen parte o la totalidad de la cobertura vegetal de plantas, los restos vegetales y la MO de la capa superficial del suelo. Por lo tanto, para minimizar, en parte, el daño causado por los incendios la capa de cenizas debe ser estabilizada, la vegetación re-establecida y mejorar la estructura del suelo, tan pronto como sea posible. Para tal fin, la adición de enmiendas orgánicas puede colaborar en el re-establecimiento de las características del suelo pre-incendio, favoreciendo la implantación y desarrollo de las plantas y reduciendo el tiempo necesario para alcanzar un nivel de protección adecuado del suelo. Diversos autores han observado que la incorporación de enmiendas orgánicas en diferentes dosis significan, mejorar la AS, entre otras variables edáficas evaluadas (Guerrero *et al.*, 2001).

Teniendo en cuenta las distintas situaciones de restauración, en los meses siguientes al incendio, la revegetación es crucial para la formación y protección del suelo (Díaz- Ravina *et al.*, 2018).

Emergencia

La disminución en la tasa de la germinación de las semillas y el incremento del tiempo medio de germinación puede ser provocado por su exposición a las altas temperaturas desarrolladas en un evento de fuego y por el tiempo de exposición en tales condiciones (Moya *et al.*, 2009).

Los resultados de la emergencia para cada una de las muestras de suelos seleccionadas (P, M y Mz, sus testigos, quemados y enmendados) (fig 3.21, 3.22 y 3.23) fueron obtenidos en función del desarrollo de la semilla de *Setaria parviflora* (Poir. K), después de 30 días de la siembra. Las semillas de *Aloysia gratissima* (Gill. et Hook)(PG= 10-20%) no presentaron emergencia durante el tiempo analizado (30 días).

En el ensayo correspondiente a las muestras de pinar implantado (P) (fig 3.21) se observa un incremento en la germinación en P-Q del 70%, este comportamiento puede ser debido al incremento de nutrientes contenidos en las cenizas. La aplicación de la enmienda (P-Q enm) favorece la germinación (Monda *et al.*, 2017) mostrando que este tratamiento tendría un efecto positivo, probablemente, por el mejoramiento en las condiciones edáfica, al incrementar, entre otros nutrientes, la biodisponibilidad de fósforo (Mataix-Solera *et al.*, 2007 a,b).

La fig 3.22 muestra las modificaciones observadas en los ensayos correspondientes a las muestras de monte nativo (M). En la imagen 3.3 se muestra la Wr al momento de la siembra. El porcentaje de germinación incremento alrededor de un 25% en el ensayo con la muestra de M-Q, esto puede ser debido a las mejores condiciones de fertilidad del suelo después del evento de fuego. La respuesta a la aplicación de la enmienda, no fue positiva, para este sitio ya que, el porcentaje de germinación disminuyó con respecto al suelo quemado (M-Q), y no tuvo modificación con respecto a la muestra correspondiente al testigo (M-T).

El ensayo con las muestras correspondientes al suelo bajo uso agrícola (Mz) (Fig. 3.23) el porcentaje de germinación disminuyó un 20 % en las muestras tomadas después del evento de fuego (Mz-Q), indicando que se produjeron cambios en los parámetros edáficos (pH, CE) que dificultaron la germinación de esta especie vegetal. La aplicación de la enmienda no produjo cambios positivos que indicaran recuperación con respecto a la situación observada después del evento de fuego (Mz-Q).

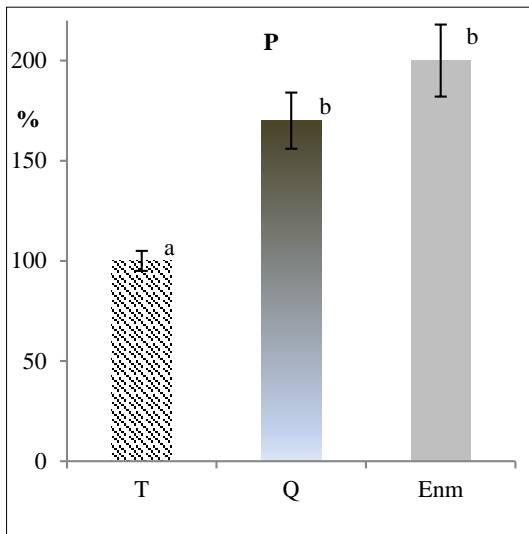


Fig. 3.21 Porcentaje de emergencia en suelo de pinar testigo (P-T), quemado (P-Q) y quemado enmendado (PQEnm)

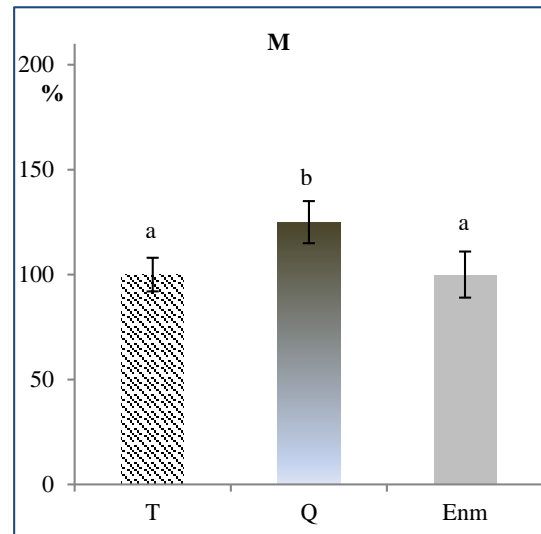


Fig 3.22 Porcentaje de emergencia en suelo de monte nativo testigo (M-T), quemado(M-Q) y enmendado (MQ enm)



Imagen 3.3 Hidrofobicidad del suelo forestal

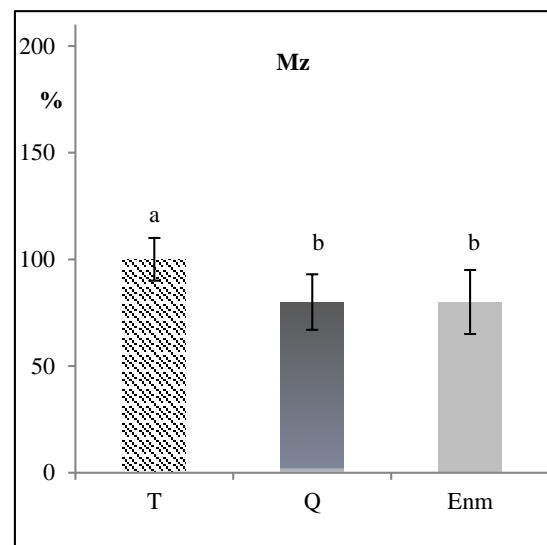


Fig.3.23 Porcentaje de emergencia en suelos agrícolas con barbecho de maíz testigo (Mz-T), quemados (Mz-Q) y enmendados (Mz-Q enm)

En las figuras precedentes, letras diferentes indican diferencia significativa $P < 0,05$ (test DGC).

Con respecto a la disminución de la cantidad de plantas implantadas en el suelo bajo uso agrícola después del evento (Mz-Q), diversos autores sostienen que luego de producirse

el incendio, suele presentarse una capa formada por condensación de los gases que impide que las raíces finas de las plantas penetren entre las partículas del suelo, dificultando el establecimiento de plántulas y causando la muerte de los individuos sobrevivientes al incendio (DeBano *et al.*, 1998; Shakesby and Doerr, 2006). Monda *et al.* (2017) sugieren que algunos compost contienen compuestos alquilícos que producen hidrofobicidad para las semillas, lo que promueve un escaso desarrollo de raíces.

Sólo el sitio P-Q enm presenta cambios positivos en el porcentaje de germinación bajo el tratamiento con enmienda (Fig. 3.21).

Altura

La materia orgánica natural ejerce una significativa y directa influencia sobre el crecimiento de la planta, afectando procesos bioquímicos, fisiológicos y morfológicos sobre la germinación, diferenciación celular y crecimiento (Monda *et al.*, 2017) por lo tanto la evaluación de este parámetro puede ser utilizado como índice de respuesta a la condición de suelos afectados por incendios. La altura alcanzada por las plantas, en las muestras correspondientes a los testigos (P-T, M-T y Mz-T) se le asignó el valor de referencia del 100%.

En los ensayos realizados con las muestras de pinar implantado (P) (fig 3.24), después de 30 días de la siembra se observó que el evento de fuego afectó el crecimiento de la planta. Se determinó una disminución de aproximadamente un 13% (P-Q); la aplicación de la enmienda a la muestra de suelo quemado no produjo un efecto positivo, la altura de la planta fue un 12% menor. Este comportamiento indica, que, en este ensayo, la respuesta de este parámetro no fue la esperada, probablemente debido a la dosis baja aplicada, el tipo de enmienda, la metodología de aplicación y el lapso del ensayo, entre otras razones.

Los cambios en la altura de las plantas para las muestras correspondientes a M, (fig 3.25), muestran un crecimiento (30%) en la muestra tomada después del evento de fuego (M-Q), mientras que la aplicación de la enmienda no produjo cambio con respecto a lo cuantificado en el testigo (M-T), y se observó un decrecimiento con respecto a la muestra correspondiente a M-Q. Este comportamiento indica que la aplicación de la enmienda no tuvo efecto positivo en este parámetro; se observa la misma tendencia que en el ensayo de germinación.

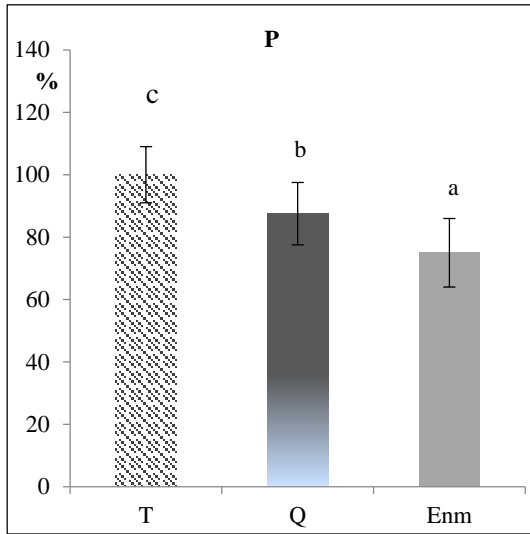


Fig 3.24 Altura alcanzada por las plántulas a los 30 días en pinar testigos (P-T), quemado (P-Q) y enmendados (P-Qenm)

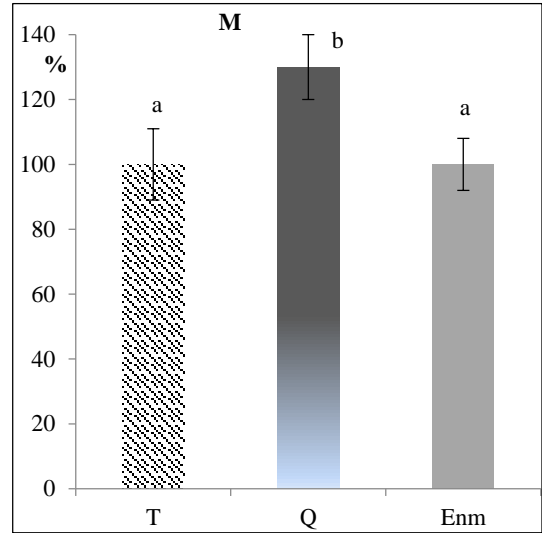


Fig.3.25 Altura alcanzada por las plántulas a los 30 días en monte nativo testigo (M-T), quemado (M-Q) y enm (M-Q enm)

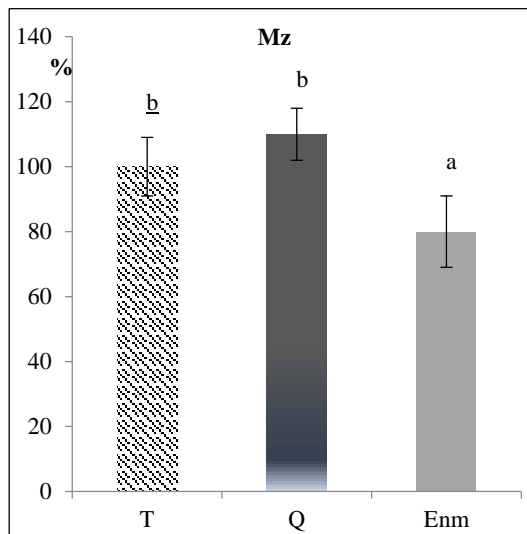


Fig 3.26 Altura alcanzada por las plántulas a los 30 días en suelos agrícolas de maíz testigo (Mz-T), quemado (Mz-Q) y enmendado (Mz-Q enm)

El comportamiento de las muestras correspondiente a Mz, (fig.3.26), muestran un leve incremento (10%) en altura de plantas en las muestras después del evento de fuego (Mz-Q), en las muestras analizadas después de la aplicación de la enmienda, la altura de las plantas disminuyó al finalizar el ensayo (30 días), indicando que este tratamiento no tuvo efectos positivos.

Los datos obtenidos de este parámetro, altura de planta, indican que la aplicación de la enmienda, de la manera propuesta, no revirtió los efectos producidos por el fuego.

Biomasa

Monda *et al.*, (2017) explican que la materia orgánica ejerce una significativa y directa influencia sobre el crecimiento de las plantas, afectando procesos bioquímicos sobre la germinación, diferenciación celular y niveles de iones, entre otros. Así es como los compuestos “tipo sustancias húmicas”, contenidos en diversos materiales compostados, pueden promover el crecimiento de las plantas por el incremento, entre otros factores, de los niveles de ion nitrato disponible en las raíces.

Las muestras correspondientes a pinar implantado (P) (fig 3.27) mostraron una disminución (12%) en la cantidad de biomasa obtenida en el ensayo con las muestras tomadas después del incendio (P-Q). La aplicación de la enmienda, después de 30 días, produjo un desarrollo del material herbáceo seleccionado, es decir, un incremento significativo en la cantidad de biomasa.

Este comportamiento indica que la aplicación de la enmienda tuvo un efecto positivo en este parámetro fisiológico acordando con Monda *et al.* (2017), quienes explican en sus ensayos como los constituyentes hidrofílicos de fracciones de la materia orgánica de compost se asociaron preferentemente con los incrementos de la biomasa.

En el ensayo con las muestras correspondientes a M (fig.3.28), no se observaron cambios significativos en la producción de biomasa, en las muestras correspondientes a M-Q, ni después de la aplicación de la enmienda; esto indicaría que no fue afectado el desarrollo de la especie herbácea seleccionada por los cambios producidos en el suelo debido al fuego ni por la aplicación de una enmienda.

En la fig 3.29 se observa como el evento de fuego afectó estos suelos, el ensayo con las muestras Mz-Q tomadas después del evento de fuego desarrolló menor cantidad (20%) de biomasa de *Setaria parviflora* (Poir. K) con respecto al testigo (Mz- T); la aplicación de la enmienda (Mz-Qenm), en la dosis utilizada, no revirtió el efecto negativo que produjo el incendio en este parámetro.

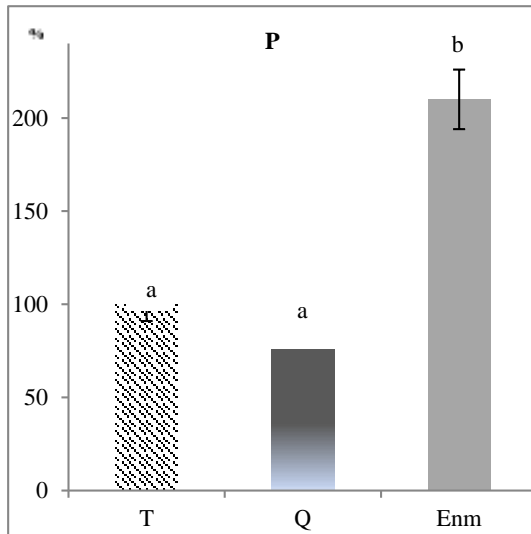


Fig 3.27 Biomasa desarrollada en 30 días en suelo de pinar testigo (P-T), quemado (P-Q) y enmendado (P-Q enm)

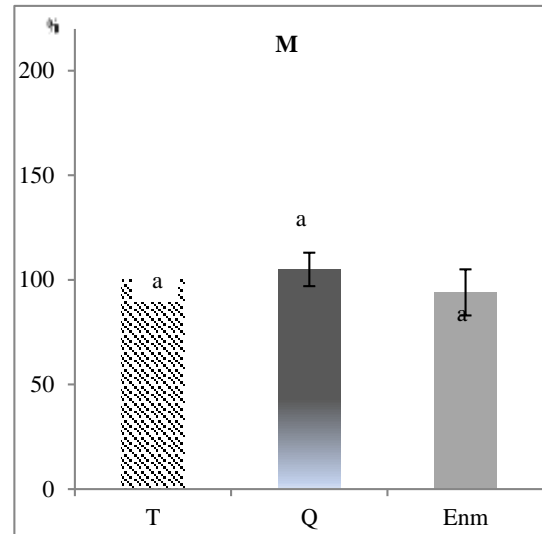


Fig.3.28 Biomasa desarrollada en 30 días en suelo de monte nativo testigo(M-T), quemado (M-Q) y quemado enmendado (M-Q enm)

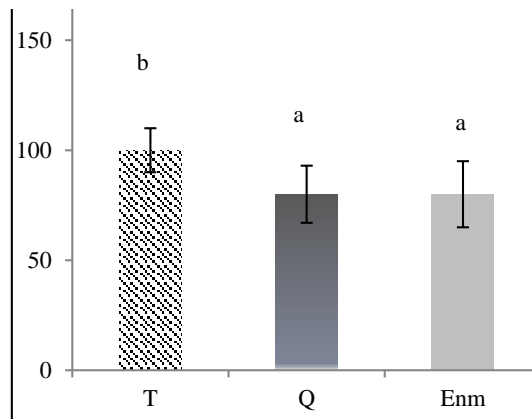


Fig. 3.29 Biomasa desarrollada en 30 días en suelo de barbecho de maíz testigo (Mz-T), quemado (Mz-Q) y quemado enmendado (Mz-Q enm)

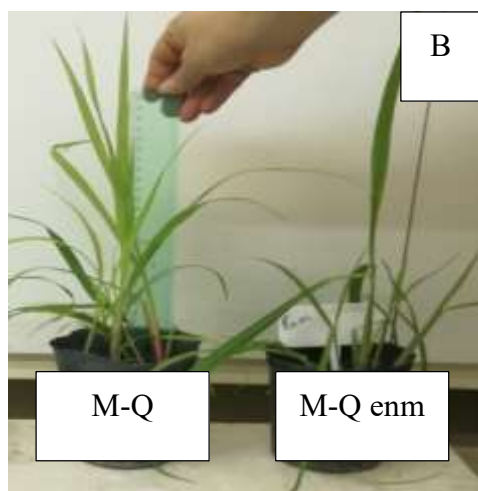
En las figuras precedentes letras diferentes indican diferencia significativa $P < 0,05$ (test DGC). La aplicación de la enmienda tuvo la respuesta esperada, mayor biomasa desarrollada por la especie *Setaria parviflora* (Poir. K) en las muestras correspondientes al suelo con pinar implantado después del evento, P-Q enm, Luego de los 30 días de la aplicación, la biomasa vegetal aérea en P-Q enm fue superior en más del 100 %, concordando con Mataix-Solera *et al.* (2007).

Este comportamiento está de acuerdo con Guerrero *et al.* (2007), quienes sostienen que la aplicación de la enmienda regenera la cubierta vegetal con mayor velocidad, y así se puede proteger al suelo de la erosión.

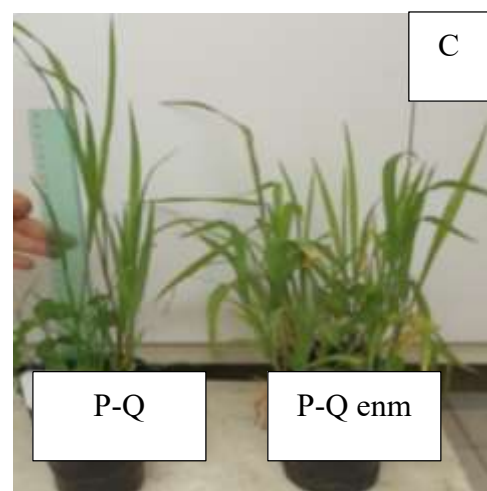
En la imagen 3.4A se expone un suelo afectado por incendios y enmendado, al momento de la emergencia de una plántula sembrada. Entretanto, en la imagen 3.4B se muestra el desarrollo de biomasa y altura en monte quemado (M-Q) y enmendado (M-Qenm), mientras que en 3.4C está el desarrollo de biomasa y altura en pinar quemado (P-Q) y enmendado (P-Q enm) respectivamente.



Imagen 3.4 A Emergencia de plántula en suelo monte nativo afectado por incendios enmendado



3.4B Desarrollo de biomasa y altura en monte quemado (M-Q) y enmendado (M-Qenm)



3.4C Desarrollo de biomasa y altura en pinar quemado (P-Q) y enmendado (P-Q enm)

CONCLUSIONES

No se evidenció un patrón general en las respuestas debido a la aplicación de la enmienda sobre los parámetros químicos y físicos de los suelos analizados.

Teniendo en cuenta el Pext, tanto el sitio agrícola como el pinar implantado respondieron positivamente a la aplicación de la enmienda, mientras que el bosque nativo culmina el ensayo empobrecido con respecto a la situación inicial (T).

En lo que se refiere a Nt, en todos los sitios analizados se cuantificó un menor contenido, estimándose que el proceso de mineralización y lixiviación predominaron en este estudio. Al finalizar el ensayo se produjeron modificaciones en la proporción de las distintas fracciones CSH, CAF y CAH. Estas variaciones pueden ser debidas a la dosis utilizada, las características de la enmienda y el tiempo transcurrido después de la aplicación.

Con respecto a la estabilidad de los agregados, la aplicación de la enmienda no produjo en general una mejora, particularmente en el bosque nativo, el que exhibió el menor valor entre todas las situaciones estudiadas. En ambos sitios leñosos, la respuesta de este ensayo de Wr presentó valores similares a los de la situación inicial (M-T y P-T) lo que permite categorizarlos como suelos humectables y en el suelo de uso agrícola (Mz) se reproduce el valor del tiempo de humectación correspondiente al de antes del evento de fuego (Mz-T).

Cuando se considera la remediación natural en pinar implantado (P) luego del evento incendio, la AS desarrollada naturalmente entre muestreos por Pact Q fue superior a P-Qenm, por lo cual para ésta variable y en estos suelos, la intervención de restauración es ineficiente con respecto a la evolución en condiciones naturales. En este estudio la Wr correlaciona positivamente con Fap, por lo tanto, se advierte su contribución a la AS al encontrar correlación positiva entre AS-Wr.

En lo que respecta a la evaluación de parámetros fisiológicos, el sitio P-Qenm presenta cambios positivos en el porcentaje de emergencia, superando la situación del incendio, P-Q. Los datos obtenidos del parámetro altura de planta, indican que la aplicación de la enmienda, de la manera propuesta, no revirtió los efectos producidos por el fuego en los sitios y el tiempo analizado. En P-Qenm se produjo un desarrollo de biomasa superior a P-Q, indicando que en este estudio la enmienda tuvo un efecto positivo para este parámetro.

Las muestras correspondientes a pinar implantado tuvieron una respuesta positiva en porcentaje de emergencia y biomasa. Dada la relación entre la disminución del carbono tras un evento de incendio y la destrucción de AS, ello implica una disminución en los procesos de infiltración del agua de lluvia en el perfil y un incremento de la escorrentía superficial lo que justificaría que en M-Qenm y en Mz-Q enm no hayan respondido a la estrategia de revegetación.

Los resultados obtenidos para los tres sitios podrían deberse a la calidad de la enmienda, la dosis utilizada, la metodología de aplicación y el tiempo de evaluación de este estudio. La remediación natural puede resultar beneficiosa y de menor costo.

Bibliografía

- Abril A., Noe L. y Filippini M. F. 2014. Manejo de enmiendas para restaurar la materia orgánica del suelo en oasis de regadío de Mendoza, Argentina. Gerencia de Comunicación e Imagen Institucional, DNA SICC, INTA.
- Adani F., Ubbiali C. and Generini P. 2006. The determination of biological stability of composts using the dynamic respiration index: the results of experience after two years. *Waste Management*, 26(1), 41-48.
- Antilén M., Briceño M., Galindo G. and Escudey M. 2008. Effect of biosolids on the organic matter content and phosphorus chemical fractionation of heated volcanic Chilean soils. *Soil Research*, 46(5), 415-422.
- Arcenegui V., Mataix-Solera J., Guerrero C., Zornoza R., Mataix-Beneyto J. and García-Orenes F. 2008. Immediate effects of wildfires on water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils. *Catena*, 74(3), 219-226.
- Badía-Villas D., González-Pérez J. A. Aznar, J. M., Arjona-Gracia B. and Martí-Dalmau C. 2014. Changes in water repellency, aggregation and organic matter of a mollic horizon burned in laboratory: soil depth affected by fire. *Geoderma*, 213, 400-407.
- Badia D. and Marti C. 2000. Seeding and mulching treatments as conservation measures of two burned soils in the central Ebro valley, NE Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 14(3), 219-232.
- Bárcenas-Moreno G., García-Orenes F., Mataix-Solera J. and Mataix-Beneyto J. 2016. Plant community influence on soil microbial response after a wildfire in Sierra Nevada National Park (Spain). *Science of the Total Environment*, 573, 1265-1274.
- Barkworth, M. E., Anderton, L. K., Capels, K. M., Long, S., Piep, M. B. 2008. Manual of grasses for North America. Doctoral dissertation Edit by Mary E. Barkworth, Laurel K. Anderton, Kathleen M. Capels, Sandy Long, Michael B. Piep University Press of Colorado.
- Benito E. and Díaz-Fierros F. 1996. Descripción de un simulador de lluvia para estudios de erodibilidad del suelo y estabilidad de los agregados al agua. *Anales de Edafología y Agrobiología*, 9, pp 1115-1126.
- Bisdorn E. B. A., Dekker L. and Schoute J. T. 1993. Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure. In *Soil Structure/Soil Biota Interrelationships* (pp. 105-118). Elsevier.
- Bodí M. B., Cerdà A., Solera J. M. y Doerr S. H. 2012. Repelencia al agua en suelos forestales afectados por incendios y en suelos agrícolas bajo distintos manejos y abandono. *Cuadernos de investigación geográfica/Geographical Research Letters*, (38), 53-74.
- Carballas T. and Díaz-Raviña M. 2016. Long-term response of soil microbial communities to fire and fire-fighting chemicals. *Biology and Fertility of Soils*, 52(7), 963-975.
- Cerdá A., Doerr S-H. 2008. The effects of ash and needle cover on surface runoff and erosion in the immediate post fire period. *Catena* 74:253-263.

- Cerdá A. y Jordan A. 2000. Actualización de métodos y técnicas para el estudio de suelos afectados por incendios forestales. Universidad de Valencia, Valencia, Spain: FUEGORED, Cátedra de Divulgación de la Ciencia.
- Certini G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143(1), 1-10.
- De Bano L. F., Neary, D. G. and Ffolliott P. F. 1998. Fire effects on ecosystems. John Wiley and Sons.
- De Bano L. F. and Neary D. G. 2005. Part A The soil resource: its importance, characteristics, and general responses to fire. Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Soil and Water. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42*, 4, 21-28.
- De la Rosa J. M., González-Pérez J. A., González-Vázquez R., Knicker H., López-Capel E., Manning D. A. C. and González-Vila F. J. 2008. Use of pyrolysis/GC-MS combined with thermal analysis to monitor C and N changes in soil organic matter from a Mediterranean fire affected forest. *Catena*, 74(3), 296-303.
- De la Rosa J. M., Faria S. R., Varela M. E., Knicker H., González-Vila F. J., González-Pérez J. A. and Keizer J. 2012. Characterization of wildfire effects on soil organic matter using analytical pyrolysis. *Geoderma*, 191, 24-30.
- Díaz-Raviña M. D., Vázquez A. L., Buján A. I. B., Jiménez A. M. and Fernández T. C. 2018. Medium-term impact of post-fire emergency rehabilitation techniques on a shrubland ecosystem in Galicia (NW Spain). *Spanish Journal of Soil Science* 8, 322-346.
- Di Rienzo J. A., Guzmán A. & Casanoves F. 2002. A multiple-comparisons method based on the distribution of the root node distance of a binary tree. *J. Agric. Biol. Environ. Stat.* 7, 129-142.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Doerr, S.H., Morley C. P., Mainwaring, K. A., Doerr S. H., Douglas P., Llewellyn C. T. and Dekker L. W. 2005. Organic compounds at different depths in a sandy soil and their role in water repellency. *Soil Research*, 43(3), 239-249.
- Dube O. 2009. Linking fire and climate: interactions with land and use, vegetation and soils. *Environmental Sustainability* 1, 161-169.
- Ferreira A. J. D., Alegre S. P., Coelho C. O. A., Shakesby R. A., Páscoa F. M., Ferreira C. S. S. and Ritsema C. 2015. Strategies to prevent forest fires and techniques to reverse degradation processes in burned areas. *Catena*, 128, 224-237.
- Ferreras L., Gómez E., Toresani S., Firpo I. and Rotondo R. 2006. Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology*, 97(4), 635-640
- García-Gil J. C., Plaza C., Senesi N., Brunetti G. and Polo A. A. 2004. Effects of sewage sludge amendment on humic acids and microbiological properties of a semiarid Mediterranean soil. *Biology and Fertility of Soils*, 39(5), 320-328.

- Girona-García A., Ortiz-Perpiñá O. and Badía-Villas D. 2019. Dynamics of topsoil carbon stocks after prescribed burning for pasture restoration in shrublands of the Central Pyrenees (NE-Spain). *Journal of environmental management*, 233, 695-705.
- González-Pérez J. A., González-Vila F. J., Almendros G. and Knicker H. 2004. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment international*, 30 (6), 855-870.
- González P. H., Martínez-Murillo J. F. y Ruíz-Sinoga J. D. 2018. El uso de bioresiduos en la restauración de ecosistemas degradados: Estabilidad estructural, infiltración y cobertura vegetal. *Papeles de Geografía*, (64), 63-79.
- Granged A. J., Zavala L. M., Jordán A. and Bárcenas-Moreno G. 2011. Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: A 3-year study. *Geoderma*, 164(1-2), 85-94.
- Gudelj O. E. y Masiero B. 2001. Efecto de diferentes prácticas de labranza sobre la estabilidad estructural y la densidad aparente de un suelo argiudol típico de la pampa húmeda argentina. In *Congreso Latinoamericano. 15. Congreso Cubano de la Ciencia del Suelo. 5. Varadero, CU*.
- Guerrero C., Gómez I., Moral R., Mataix-Solera J., Mataix-Beneyto J. and Hernández, T. 2001. Reclamation of a burned forest soil with municipal waste compost: macronutrient dynamic and improved vegetation cover recovery. *Bioresource Technology*, 76(3), 221-227.
- Guerrero C., Gómez I. and Mataix-Solera J. 2007. El uso de enmiendas en la restauración de suelos quemados. Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica. Caja Mediterráneo *CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante*, 119-154.
- Hedo J., Lucas-Borja M.E., Wic B., De Las Heras J. 2015. Experimental site and season over-controll the effects of *Pinus halepensis* in microbial properties of soil under semiarid and dry conditions. *J. Arid Environ.* 116, 44-52.
- Jiménez-González M. A., De la Rosa J. M., Jiménez-Morillo N. T., Almendros G., González-Pérez J. A. and Knicker H. 2016. Post-fire recovery of soil organic matter in a Cambisol from typical Mediterranean forest in Southwestern Spain. *Science of the total environment*, 572, 1414-1421.
- Karlen D. L., Mausbach M. J., Doran J. W., Cline R. G., Harris R. F. and Schuman G. E. 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). *Soil Science Society of America Journal*, 61(1), 4-10.
- Kavdir Y. and Smucker A. J. 2005. Soil aggregate sequestration of cover crop root and shoot-derived nitrogen. *Plant and soil*, 272(1-2), 263-276.
- Knicker H., Nikolova R., Dick D. P. and Dalmolin R. S. D. 2012. Alteration of quality and stability of organic matter in grassland soils of Southern Brazil highlands after ceasing biannual burning. *Geoderma*, 181, 11-21.
- Lal R. 1994. *Soil erosion research methods*. No. 631.45 S683se. St. Lucie Press,
- Lozano E., Jiménez-Pinilla P., Mataix-Solera J., Arcenegui V., Bárcenas G. M., González-Pérez J. A. and Mataix-Beneyto J. 2013. Biological and chemical factors controlling the

patchy distribution of soil water repellency among plant species in a Mediterranean semiarid forest. *Geoderma*, 207, 212-220.

- Mc Donald, L. H., Brown E., Rough D., Welsh M. J., Pietraszek J. H. and Schaffrath K. 2009. Causes of post-fire runoff and erosion: water repellency, cover, or soil sealing. *Soil Science Society of America Journal*, 73(4), 1393-1407.
- 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. In *Efecto en los contenidos de N, P, K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn y B en Brachypodium phoenicoides. En: Montes para la sociedad del nuevo milenio. III Congreso Forestal Español. Ed: Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Granada* (pp. 374-379).
- Mataix-Solera J., Arcenegui V., Guerrero C., Mayoral A. M., Morales J., González J., and Gómez I. 2007a. Water repellency under different plant species in a calcareous forest soil in a semiarid Mediterranean environment. *Hydrological Processes: An International Journal*, 21(17), 2300-2309.
- Mataix-Solera J., Guerrero C., Úbeda X., Cerdà A., Arcenegui V., Bodi M., Mataix-Beneyto J. 2007b. Incendios forestales, suelos y erosión hídrica. Edit Caja Mediterránea, Font-Roja, Alcoi. España. 192 p.
- Mataix-Solera J. M., Rueda E. B., Pérez V. A., Cerdà A., López J. L., Úbeda X. y Delgado J. L. R. 2010. ¿Cómo estudiar la estabilidad de agregados en suelos afectados por incendios? Métodos e interpretación de resultados. In *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales* (pp. 109-143). Cátedra Divulgación de la Ciencia.
- Minervini M. G., Morrás H. J. y Taboada M. A. 2018. Efectos del fuego en la matriz del suelo. Consecuencias sobre las propiedades físicas y mineralógicas. *Ecología austral*, 28(1), 012-027.
- Monda H., Cozzolino V., Vinci G., Spaccini R. and Piccolo A. 2017. Molecular characteristics of water-extractable organic matter from different composted biomasses and their effects on seed germination and early growth of maize. *Science of the Total Environment*, 590, 40-49.
- Moya D., De las Heras J., López-Serrano F. R., Condes S. and Alberdi I. 2009. Structural patterns and biodiversity in burned and managed Aleppo pine stands. *Plant Ecology*, 200(2), 217-228.
- Moya A., S. González-De Vega F. García-Orenes A. Morugán-Coronado V. Arcenegui, J. Mataix-Solera E. Lucas-Borja and J. De las Heras. 2018. Temporal characterisation of soil-plant natural recovery related to fire severity in burned *Pinus halepensis* Mill. Forests. *Science of the Total Environment* 640–641, 42–51.
- Page A. L., Millar R.H. y Keney D. R. 1982. Methods of soil analysis. Parte 2 Agronomy Monog. 9 A.S.A. y SSSA Madison, Wisconsin
- Pavan Fernandes S. A. P., Bettiol W. and Cerri C. C. 2005. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. *Applied Soil Ecology*, 30(1), 65-77.

- Peralta N. R., Costa J. L., Balzarini M. and Angelini H. 2013. Delineation of management zones with measurements of soil apparent electrical conductivity in the southeastern pampas. *Canadian Journal of Soil Science*, 93(2), 205-218.
- Prats S. A., MacDonald L. H., Monteiro M., Ferreira A. J., Coelho C. O. and Keizer J. J. 2012. Effectiveness of forest residue mulching in reducing post-fire runoff and erosion in a pine and a eucalypt plantation in north-central Portugal. *Geoderma*, 191, 115-124.
- Prats S. A., Malvar M. C., Martins M. A. S. and Keizer J. J. 2014. Post-fire erosion risk assessment and mitigation: new approaches for reducing runoff and soil erosion in Portugal. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40(2), 403-427.
- Prats S. A., Wagenbrenner J. W., Martins M. A. S., Malvar M. C. and Keizer J. J. 2016. Mid-term and scaling effects of forest residue mulching on post-fire runoff and soil erosion. *Science of the Total Environment*, 573, 1242-1254.
- Rivero C., Chirenje T., Ma L.Q. and G. Martinez. 2004. Influence of compost on soil organic matter quality under tropical conditions. *Geoderma* 123 355 – 361.
- Robichaud P. R., Rhee H. and Lewis S. A. 2014. A synthesis of post-fire Burned Area Reports from 1972 to 2009 for western US Forest Service lands: trends in wildfire characteristics and post-fire stabilisation treatments and expenditures. *International Journal of Wildland Fire*, 23(7), 929-944.
- Roldán A., García Orenes F. and Lax A. 1994. An incubation experiment to determinate factors involving agregation changes in an arid soil receiving urban refuse. *Soil Biology and Biochemistry* 26:1699-1707.
- Rubenacker A., Campitelli P., Sereno R. y Ceppi S. 2011. Recuperación Química de un suelo degradado mediante la utilización de un vermicomposto. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 2(2), 83-95.
- Rubenacker A., Campitelli P., Velasco M. and S. Ceppi. 2012. “Fire Impact in Several Chemical and Physicochemical Parameters in a Forest Soil” (chapter 5), *Soil Health and Land Use Management*. Edited by María C. Hernández-Soriano, ISBN 978-953-307-614-0, 344 pages.
- Rubenacker A, Campitelli P, Ceppi S., Mataix-Solera J. y Arcenegui V. 2014. Propiedades físicoquímicas de suelos con distintos restos vegetales afectados por incendios. XX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Cusco, Perú.
- Rubenacker A, Dionisi C, Campitelli P y S. Ceppi. 2016. Aplicación de enmiendas orgánicas a suelos afectados por incendios: Evolución de las fracciones de carbono. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Córdoba, Argentina
- Rubenacker A., Dionisi C., Vettorello C. y Ceppi S. 2018. Relaciones entre variables edáficas en suelos de un monte nativo y agrícolas afectados por incendios. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Tucumán, Argentina.
- Senesi N., Xing B. Xing Huang P. 2007. *Biophysico-Chemical Processes Involving Natural Non living Organic Matter in Environmental System*. Edit J. Wiley and sons publication.
- Shakesby R. A. and Doerr S. H. 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, 74(3-4), 269-307.

- Silva M. E. F., Lemos L. T., Bastos M. M., Nunes O. C. and Cunha-Queda A. C. 2013. Recovery of humic-like substances from low quality composts. *Bioresource technology*, 128, 624-632.
- Sims J. R. and Haby V. A. 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Science* 112:137-141.
- Spaccini R., Piccolo A., Haberhauer G. and Gerzabek M. H. 2000. Transformation of organic matter from maize residues into labile and humic fractions of three European soils as revealed by ¹³C distribution and CPDAS-NMR spectra. *European Journal of Soil Science*, 51(4), 583-594.
- Stevenson I. L. and Schnitzer M. 1982. Transmission Electron Microscopy of Extracted Fulvic and Humic ACIDS1. *Soil Science*, 133(3), 179-185.
- Tessler N., Sapir Y., Wittenberg L. and Greenbaum N. 2016. Recovery of Mediterranean vegetation after recurrent forest fires: insight from the 2010 forest fire on Mount Carmel, Israel. *Land Degradation and Development*, 27(5), 1424-1431.
- Uyguner C. S. and Bekbolet M. 2005. Evaluation of humic acid photocatalytic degradation by UV-vis and fluorescence spectroscopy. *Catalysis Today* 101: 267-274.
- Valdecantos A., Baeza M. J. and Vallejo V. R. 2009. Vegetation management for promoting ecosystem resilience in fire-prone Mediterranean shrublands. *Restoration Ecology*, 17(3), 414-421.
- Vergnoux A., Guiliano M., Di Rocco R., Domeizel M., Theraulaz F. and Doumenq P. 2011. Quantitative and mid-infrared changes of humic substances from burned soils. *Environmental Research*, 111(2), 205-214.
- Villar M. C., Petrikova V., Diaz-Ravina M. and Carballas T. 2004. Recycling of organic wastes in burnt soils: combined application of poultry manure and plant cultivation. *Waste Management*, 24(4), 365-370.
- Wessel A. T. 1988. On using the effective contact angle and the water drop penetration time for classification of water repellency in dune soils. *Earth Surface Processes and Landforms*, 13(6), 555-561.
- Wohlgemuth P, J. Beyersl and K. Hubbert. 2009. Fire Effects on Soils and Restoration Strategies. ed. Cerdà, A. and P. Robichaud. Dep. de Geografia, Valencia (Spain); U.S. Dep. of Agriculture, Forest Service Mountain Res. St., Idaho, USA. Chap 19, pag 512-535.
- Zancada M. C., Almendros G., Sanz J. and Román R. 2004. Speciation of lipids and humus-like colloidal compounds in a forest soil reclaimed with municipal solid waste compost. *Waste Management and Research*, 22(1), 24-34.

CAPITULO 4

CASO PARTICULAR DE ÁCIDOS HÚMICOS DE SUELOS AFECTADOS POR INCENDIOS

Introducción

Los incendios son un fenómeno recurrente en las zonas áridas y semiáridas y constituyen un serio problema ambiental, contribuyen a la degradación y desertificación del suelo, no sólo por la destrucción de la vegetación, sino también por las modificaciones producidas en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Certini, 2005).

La materia orgánica (MO) es un importante componente del suelo y tiene influencia directa e indirecta sobre las propiedades edáficas como: provisión de nutrientes a las plantas, capacidad reguladora del pH del suelo (capacidad buffer), interacción con metales pesados y contaminantes, entre otras propiedades (Hillel, 2007).

La MO es una mezcla altamente heterogénea de compuestos de diferentes características químicas: masa molecular, reactividad, solubilidad, entre otras, originados a partir de restos vegetales y animales, presentes en el suelo, que han estado sujetos a muy variadas modificaciones bajo diferentes condiciones ambientales y temporales (Knicker, 2007; Vergnoux *et al.*, 2011a). La resistencia a la degradación (recalcitrante) de la MO, incluyendo las sustancias húmicas, también dependen de la asociación con la fracción mineral del suelo, es decir, de la formación de los complejos órgano-mineral (Kleber and Johnson, 2010).

Uno de los principales cambios producidos por los eventos de fuego es la alteración del contenido y calidad de la MO y sus principales fracciones, sustancias húmicas, ácidos húmicos y fulvicos (Rovira *et al.*, 2008; Plante *et al.*, 2009; Vergnoux *et al.*, 2011a). Fuegos de baja severidad, tales como los prescritos en el manejo forestal, pueden tener efectos

positivos pero transitorios sobre la fertilidad del suelo; eventos severos resultan en una pérdida significativa de MO, nutrientes y el deterioro de las propiedades edáficas que determinan su degradación (Certini, 2005; Duguy y Rovira, 2010; Jiménez-González *et al.*, 2016).

En los suelos afectados por incendios es necesario el estudio de las propiedades químicas y fisicoquímicas de la MO, especialmente, las características de las sustancias húmicas y sus fracciones, para analizar las causas del deterioro del suelo.

Las sustancias húmicas (SH) son una de las fracciones más importantes de la MO y son consideradas como el componente orgánico más abundante en el suelo que contribuye en gran medida a la estructura y estabilidad de los agregados, a la permeabilidad al agua y al aire, a la capacidad de retención de agua, disponibilidad de nutrientes, a la capacidad reguladora del pH y a la interacción con compuestos tóxicos (Schnitzer, 2000; Hayes and Malcom, 2001; Campitelli *et al.*, 2006; Campitelli and Ceppi, 2008).

Los ácidos húmicos (AH), son el componente de las SH más resistente a la biodegradación, son una mezcla compleja y heterogénea de compuestos orgánicos con estructuras aromáticas y alifáticas de color oscuro y con grupos funcionales ácidos de diferentes fuerzas y un amplio rango de peso molecular. Un nuevo concepto de sustancias húmicas es considerarlas como una asociación supramolecular, en la cual muchas moléculas orgánicas de distintos tamaños y diversidad forman un *cluster* (racimo, grupo) enlazados a través de enlaces puentes hidrógeno e interacciones hidrofóbicas. Las SH pueden ser divididas operacionalmente en diversas fracciones de acuerdo con su solubilidad en medio ácido y en medio básico (Sutton and Sposito, 2005; Katsumi *et al.*, 2016).

Los AH desempeñan un importante rol en la estructura del suelo y en su capacidad nutriente a través del desarrollo de cargas negativas superficiales, dependientes del pH, que los eventos de fuego pueden modificar en forma transitoria o permanente. Almendros, *et al.* (2003); González-Vila and Almendros (2003); Knicker *et al.*, (2005); Vergnoux *et al.* (2011a), han demostrado que luego de un incendio se producen cambios en la aromaticidad de los AH, en el contenido de grupos funcionales oxigenados (R-COOH; R-OH), en la solubilidad y alteraciones en sus propiedades coloidales. También se ha descrito una destrucción selectiva de las estructuras menos resistentes a la degradación térmica, y se ha

demostrado la neoformación de estructuras aromáticas mediante reacciones de condensación que incluyen la formación de compuestos heterocíclicos de N inexistentes en la biomasa antes del evento de fuego (Almendros *et al.*, 2003; González-Pérez *et al.*, 2004; Knicker, 2007; De la Rosa *et al.*, 2008a).

Después de ocurridos los eventos, muchos investigadores han enfocado sus estudios en el destino y contenido de nutrientes, contenido de carbono y sus diferentes fracciones y, por ende, el efecto sobre los riesgos de erosión. Sin embargo, un único parámetro es insuficiente para evaluar correctamente las alteraciones producidas por el fuego; por lo tanto, es necesario tomar en consideración otras variables (Vergnoux *et al.*, 2009).

Debido a la abundancia e importancia de la MO del suelo y sus diferentes fracciones, principalmente los ácidos húmicos, es necesario enfocar el estudio de los efectos de los incendios sobre las características químicas y fisicoquímicas de los AH en comparación con los correspondientes suelos no quemados. El uso combinado de distintas técnicas analíticas y espectroscópicas ha mostrado gran utilidad para evaluar los cambios producidos por el fuego en la composición y estructura de la MO (González-Pérez *et al.*, 2004; Knicker *et al.*, 2005; Tinoco *et al.*, 2006; De la Rosa *et al.*, 2008b; 2013).

No existe, en el presente, un único método de análisis que permita determinar el continuo de materiales formados por el efecto del fuego. Por ello, se hace imprescindible el uso combinado de varias metodologías analíticas. Los métodos convencionales de análisis físico y químico permiten evaluar la incidencia del calentamiento en las propiedades generales de la MO. Sin embargo, para poder estudiar los cambios estructurales a nivel molecular es necesario combinar técnicas destructivas (tales como los procedimientos de degradación térmica y química) con métodos de caracterización no destructivos (principalmente espectroscópicos).

Las alteraciones que el fuego puede causar en las estructuras moleculares que forman parte de la MO dependerán de la temperatura y el tiempo a que sean sometidas, es decir, de la intensidad del fuego. A temperaturas superiores a 200°C empiezan los procesos de “charring” (De la Rosa *et al.*, 2008b), se trata de procesos de carbonización que eliminan el hidrógeno y el oxígeno. Según demostraron Almendros *et al.* (1992), cuando se alcanzan temperaturas superiores a los 300°C se producen cambios

estructurales de las SH, previamente descarboxiladas a bajas temperaturas, formando residuos compuestos principalmente por estructuras carbonosas aromáticas (fundamentalmente “black carbon”) altamente resistentes a la oxidación (Knicker *et al.*, 2005). Estos cambios provocan la aparición de nuevos tipos de SH generalmente llamadas humus piromórfico, que hace referencia a un material humificado formado por MO altamente transformada por efecto de la temperatura, generalmente con propiedades coloidales atenuadas y con alta resistencia a la degradación (Almendros *et al.*, 1990, 1998).

Las técnicas de análisis térmico (termogravimetría, calorimetría, etc), han sido utilizadas durante décadas para determinar propiedades básicas del suelo, han demostrado ser muy eficaces para cuantificar los cambios en la estabilidad térmica de la MO producidos por la exposición a altas temperaturas (Plante *et al.*, 2009; Alexis *et al.*, 2010; Merino *et al.*, 2014; Fernández *et al.*, 2012). A través de los termogramas es posible distinguir los diferentes cambios producidos en la estructura de la MO debido a la temperatura, es decir, MO pirogénica, “black carbon” del resto de fracciones de MO, sin pretratamiento de las muestras (Leifeld, 2007; De la Rosa *et al.*, 2008b; Serbin *et al.*, 2009).

En general, en suelos afectados por incendios se presenta un incremento en el contenido de MO más recalcitrante, a expensas, normalmente, de las fracciones más lábiles (MO libre y ácidos fúlvicos), efectos comparables a los procesos naturales de maduración, que normalmente se reconocen por un aumento del grado de polimerización y de humificación. Sin embargo, estos cambios en la estructura química no pueden ser observados solamente, mediante técnicas de análisis térmico, por lo tanto, suelen analizarse conjuntamente, por ejemplo, con técnicas espectroscópicas (De La Rosa *et al.*, 2014).

El objetivo del capítulo fue evaluar, en cada sitio, a través de diferentes técnicas analíticas, las variaciones en las propiedades químicas y fisicoquímicas de los AH por efecto de los incendios.

Materiales y métodos

Los ácidos húmicos utilizados fueron extraídos y purificados de los sitios de muestreo descritos en el capítulo 2, tanto para suelo testigo como quemado.

Sitios con especies leñosas:

- Pino testigo (AHP-T)
- Pino quemado (AHP-Q)
- Monte testigo (AHM-T)
- Monte quemado (AHM-Q)

Sitios con usos agrícolas

- Maíz testigo (AHMz-T)
- Maíz quemado (AHMz-Q)
- Soja testigo (AHS-T)
- Soja quemado (AHS-Q)

Las muestras compuestas (10 submuestras) fueron tomadas de la zona afectada por el incendio (suelos quemados Q) y de las adyacencias no afectadas (suelos testigos T), el mismo día, (15 días después de producidos los incendios y antes de la ocurrencia de eventos de lluvia). La hojarasca y las cenizas no fueron removidas de la superficie del suelo antes de muestrear el suelo quemado y testigo.

Las muestras fueron secadas al aire y tamizadas por tamiz de malla de 2 mm, previo a la extracción y purificación de los ácidos húmicos.

Métodos

Para la caracterización de las sustancias húmicas (SH) son generalmente divididas de acuerdo a su solubilidad en solución acuosa bajo condiciones de acidez o alcalinidad. Las huminas, son la fracción insoluble de las sustancias húmicas, los ácidos húmicos (AH) son la fracción soluble en medio alcalino (pH 10-12) pero insoluble en medio ácido (pH 1-2) y los ácidos fúlvicos (AF) son la fracción soluble en todo el rango de pH. Esta separación de

las sustancias húmicas, en tres fracciones, es operacional y no indica la existencia de tres distintos tipos de moléculas orgánicas (Sutton and Sposito, 2005).

Extracción y purificación de ácidos húmicos

Los AH de los suelos testigos y quemados fueron extraídos y purificados de acuerdo con la técnica propuesta por Chen *et al.* (1978); la cual consiste en: a una masa de suelo (~1000 g) seca y tamizada por malla de 2 mm se le agrega una solución de HCl 0,100 mol L⁻¹ (~ 10,0 L) y se agita por 8 h a temperatura ambiente, se deja decantar y se elimina el sobrenadante. El residuo sólido se solubiliza en NaOH 0,100 mol L⁻¹ (~ 10,0 L), ajustando el valor de pH a 11-12, se agita bajo atmosfera de N₂ durante 8 h. La suspensión alcalina, que contiene las sustancias húmicas (SH), se acidifica hasta un valor de pH ~ 1. En estas condiciones precipitan los ácidos húmicos (AH), se deja decantar al menos 24 h y se descarta el sobrenadante. El precipitado, que contiene los AH, se purifica, en una primera etapa, resuspendiendo la fase sólida en el menor volumen posible de una solución de KOH 0,100 mol L⁻¹ bajo atmósfera de N₂ y con el agregado de KCl hasta una concentración de 0,300 mol L⁻¹, la suspensión se centrifuga y se descarta el precipitado.

El sobrenadante, la solución que contiene los AH, se acidifica nuevamente hasta pH ~ 1. Los AH precipitados son nuevamente purificados con una solución de HCL:HF (1:3). Los AH así obtenidos son secados a temperatura ambiente hasta peso constante. Todas las soluciones utilizadas fueron preparadas con agua tridestilada y los reactivos fueron de grado analítico.

Caracterización físico-química de los ácidos húmicos

Los AH obtenidos fueron objeto de diferentes análisis químicos y espectroscópicos con el propósito de su caracterización.

Análisis elemental

La composición elemental de los AH (C, H, N, S) fue determinada con un analizador Carlo Erba 1108, usando isotiourea como estándar interno. El contenido de cenizas fue determinado por calentamiento hasta 550 °C durante 24 h. El contenido de Oxígeno fue calculado por diferencia: O% = 100% - (%C+%H+%N+%S).

Características espectroscópicas

Los valores de absorbancia de los AH extraídos fueron determinadas en solución conteniendo 3,0 mg de cada AH en 10 mL de solución de NaHCO_3 $0,05 \text{ mol L}^{-1}$, las longitudes de onda (λ) seleccionadas fueron: 280, 460 y, 660 nm, de acuerdo con la técnica propuesta por Kononova (1982); Zbytniewski y Buszewki (2005); Sellami *et al.* (2008). De los valores de absorbancias obtenidas se calcularon las relaciones E2/E4 (A 280nm/A 460nm), E2/E6 (A 280/A660) y E4/E6 (A 460/A660).

Titulaciones potenciométricas

Los AH son asociaciones complejas de polielectrolitos heterogéneos que se comportan como ácidos débiles que pueden ser estudiados y analizados a través de diversas técnicas analíticas en solución acuosa o en estado sólido (Campitelli *et al.*, 2006; Duguay y Rovira, 2010; Vergnoux *et al.*, 2011b).

La ionización de los grupos funcionales ácidos está regulada por el pH del medio, influyendo en la reactividad con otros elementos o compuestos presentes en el suelo.

Las titulaciones potenciométricas fueron realizadas de acuerdo con la técnica propuesta por Campitelli *et al.* (2003), la cual consiste en: las soluciones de todos los AH utilizados fueron preparadas solubilizando ~ 50 mg de cada AH en el mínimo volumen de solución de NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ y adicionando agua tridestilada hasta un volumen final de 50,0 mL. Se transfirió un volumen de solución de AH con la masa requerida de AH (~7-8 mg) a la celda de titulación y se agregó 10,0 mL de agua tridestilada. La solución titulante es HCl $0,050 \text{ mol L}^{-1}$ que se dispensa desde una bureta automática (SchootGerate T80/20) a una velocidad de $0,10 \text{ mL s}^{-1}$. Esta velocidad fue seleccionada teniendo en consideración que las variaciones de pH oscilen entre 0,020/0,040 unidades de pH. Los valores de pH fueron medidos con un pHmetro Orion Research 901 equipado con un electrodo de vidrio semimicro combinado (Orion 9103N).

Todas las titulaciones se realizaron utilizando una concentración de KCl $0,010 \text{ mol L}^{-1}$ como electrolito soporte. Las mismas titulaciones de realizaron en ausencia de AH para cada curva de titulación como titulación blanco o referencia, con el propósito de restar estos valores de la titulación del AH y obtener los valores absolutos de carga de cada AH. Cada

solución de AH y su correspondiente blanco fueron realizadas por triplicado y los datos informados corresponden a valor promedios. Todos los reactivos fueron de grado analítico.

Análisis térmico

Se define como análisis térmico un grupo de técnicas en las cuales las propiedades físicas o químicas son monitoreadas, en función del tiempo o temperatura, modificada de acuerdo con una programación establecida, en una atmosfera específica.

Duguy and Robira (2010) aplicaron estas metodologías al analizar el impacto del fuego sobre la materia orgánica. Estos métodos exponen la muestra a una rampa de incremento de temperatura con el objetivo de detectar la pérdida de masa a través de la derivada de la curva masa vs temperatura (Termogravimetría Diferencial: DTG) y determinan todas las reacciones y procesos que involucren cambios de energía durante el calentamiento o enfriamiento de la muestra (Análisis Térmico Diferencial DTA). Están incluidas las reacciones endotérmicas debido a deshidratación, dehidrogenación y descomposición estructural, así como también, reacciones exotérmicas debido a la oxidación de la materia orgánica o cristalización de materiales amorfos (Plante *et al.*, 2009).

La termogravimetría (TG) es una técnica en la cual la variación en la masa de la muestra es medida en función de la temperatura. La derivada de la curva TG (DTG en unidades de % masa perdida vs. °C⁻¹) es utilizada para la ubicación de los puntos de inflexión en la curva de pérdida de masa.

Las curvas de DTG y DTA muestran dos picos principales: el primero corresponde a las pérdidas de las fracciones lábiles a baja o media temperatura y el segundo pico corresponde a las modificaciones de las estructuras más recalcitrantes a altas temperaturas.

El pico que corresponde a las fracciones lábiles tiene un máximo entre 330-350°C asignado a la oxidación de carbohidratos y proteínas y la pérdida de grupos carboxilos; el segundo corresponde a estructuras más recalcitrantes y presenta un máximo entre 450°-550°C que se atribuye a las modificaciones de polifenoles y otras estructuras más condensadas como la lignina.

Los patrones de los DTA que corresponden a suelos están caracterizados por dos reacciones exotérmicas que corresponden a las principales perdidas de masa: degradación

térmica de polisacáridos, decarboxilación de grupos ácidos y pérdida de estructuras alifáticas y el segundo pico es asignado a la ruptura de estructuras aromáticas (Francioso *et al.*, 2007).

Con el objetivo de evaluar las modificaciones que produce el fuego en la estructura supramolecular de los ácidos húmicos, se utilizan diversos índices. Entre ellos se presenta el índice R1, que relaciona la pérdida de masa asociada a la segunda con la primera reacción exotérmica (Dell Abate *et al.*, 2002). Este índice indica la cantidad relativa de la fracción orgánica térmicamente más estable con respecto a la fracción menos estable. Otros índices utilizados son Exo₁ y Exo₂ los cuales corresponden a la pérdida relativa de peso, expresada en porcentaje, de cada pico, en relación al porcentaje total de pérdida de peso, Exo_{total} (López-Capel *et al.*, 2005). La temperatura a la cual el 50% de la masa es perdida, T₅₀ es otro índice utilizado propuesto por Rovira *et al.*, (2008). Estos valores indican la relativa abundancia de materiales con diferente estabilidad térmica.

Los AH de los testigos y suelos quemados fueron caracterizados a través de análisis térmico: termogravimetría (TG y DTG) y análisis térmico diferencial (DTA). Estos análisis fueron realizados con un equipo Shimadzu DTG-60. Las condiciones experimentales fueron: velocidad de calentamiento 10°C min⁻¹ desde 25 hasta 600°C, en atmosfera oxidante de aire estático; la masa de la muestra, 7-8 mg, fue combustionada en cápsula de aluminio cerrada (no hermética). El estándar de calibración de temperatura fue α -alúmina. Todas las determinaciones fueron realizadas al menos tres veces.

Resultados y discusión

Análisis elemental y propiedades espectroscópicas UV-Visible

Los valores de absorbancias medidos a diferentes longitudes de onda ($\lambda=280, 465, 660$ nm) y las diferentes relaciones, E2/E4, E2/E6, E4/E6 están asociadas con el grado de condensación de los anillos aromáticos, la saturación en los enlaces C-C, el contenido de grupos oxidados, el nivel de agregación y alifaticidad en la estructura de la macromolécula, entre otras características (Uyguner y Bekbolet, 2005; Katsumi *et al.*, 2016). La absorbancia a 460-470 nm está relacionada con los fragmentos producidos por la desagregación de la estructura supramolecular o con material de bajo peso molecular (Zbytniewski y Buszewski, 2005; Sellami *et al.*, 2008). La absorbancia a $\lambda= 660-670$ nm es característica de los

compuestos aromáticos con alto contenido de oxígeno y materiales altamente humificados con grupos de alto grado de condensación (Sellami *et al.*, 2008; Katsumi *et al.*, 2016).

El valor de la relación E4/E6 (relación de los valores de absorbancias a 470 y 660 nm) está relacionado con la condensación aromática, el nivel de agregación, el contenido de grupos fenólicos y carboxilos benzoicos, entre otras características. Un valor bajo de este cociente, indica un alto grado de aromaticidad, agregación y elevado grado de humificación; valores altos de la relación E4/E6 están asociados con la presencia de estructuras con menor tamaño molecular, más alifáticas, más grupos funcionales y mayor nivel de desagregación (Zbytniewski y Buszewski, 2005; Pertusatti y Prado, 2007).

La composición elemental (libre de ceniza y humedad), las relaciones O/C, H/C y la relación de absorbancia E4/E6 de los ácidos húmicos extraídos de los suelos quemados y sus correspondientes testigos son mostrados en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1. Composición elemental, relación de absorbancias E4/E6, relaciones atómicas y contenido de cenizas de los AH extraídos de suelos forestales y agrícolas, testigos y afectados por incendios (AHP-T, AHP-Q, AHM-T y AHM-Q; AHMz-T, AHMz-Q, AHS-T y AHS-Q, respectivamente).

Ac. Húmico	% C	% H	% N	% O	% S	H/C	O/C	N/C	E4/E6	% Cenizas
AHP-T	49,7	5,5	4,9	39,5	0,92	1,32	0,59	0,137	3,78	10,0
AHP-Q	53,9	5,3	4,9	35,5	0,56	1,18	0,49	0,078	3,92	7,0
AHM-T	52,8	10,9	5,2	30,1	1,00	2,50	0,43	0,084	6,46	3,0
AHM-Q	53,1	11,6	5,3	29,6	0,87	2,50	0,42	0,085	5,30	4,5
AHMz-T	45,3	9,2	4,8	39,8	0,88	2,44	0,66	0,09	6,18	3,0
AHMz-Q	60,2	6,8	5,5	26,7	0,83	1,36	0,33	1,28	5,16	23,0
AHS-T	53,4	4,5	3,7	37,8	0,56	1,00	0,53	0,059	4,40	5,0
AHS-Q	53,6	5,1	4,1	36,5	0,63	1,13	0,51	0,064	5,07	3,5

Los valores obtenidos para la composición elemental de los ácidos húmicos analizados (Tabla 4.1) no muestran cambios determinantes entre los suelos quemados y sus testigos.

En los AHP-Q y AHMz-Q se observa un incremento en el contenido de C con respecto a sus correspondientes AH testigos. El caso de los AHMz-Q puede ser atribuida al alto contenido de cenizas, probablemente debido a la formación de complejos o quelatos con la fracción inorgánica del suelo, al no poder ser extraídas con la metodología habitual de purificación (solución de HCl/HF) (Kleber *et al.*, 2007); en cambio, en los AHP-Q se estima que puede deberse a la incorporación de material orgánico proveniente de restos vegetales propios del sitio forestal pinar.

El contenido de H, N y O en los AH analizados no muestra cambios relevantes, entre T y Q, con excepción del contenido de O en los AHMz-Q que disminuyó aproximadamente un 30%, indicando la pérdida de grupos oxigenados, probablemente de las fracciones más lábiles en la estructura supramolecular.

Yustiawati *et al.* (2015) y Katsumi *et al.* (2016) sugieren que la relación H/C y O/C decrece en los suelos afectados por incendios. La disminución en la relación H/C indica el decrecimiento en enlaces saturados y un incremento en la aromaticidad y el descenso en la relación O/C indica una sustancial pérdida de grupos funcionales que contienen oxígeno. Este comportamiento es observado en mayor proporción en los AHP-Q y en los AHMz-Q, indicando una modificación en las características estructurales, probablemente por la pérdida de fracciones periféricas.

Los valores de la relación E4/E6 reflejan variaciones que oscilan entre un incremento pequeño, en los AHP-Q hasta una disminución importante de aproximadamente 40% para los AHMz-Q (tabla 4.1). La pequeña diferencia entre los valores de AHP-Q y su correspondiente testigo exponen pocos cambios en la estructura. La disminución de la relación E4/E6 en AHMz-Q y AHM-Q indica un incremento en la aromaticidad o agregación en la estructura de la macromolécula, probablemente por la pérdida de fracciones alifáticas periféricas debido a las características propias de cada evento relacionadas con las condiciones originales de cada sitio (restos vegetales, humedad del suelo, viento, etc.) las que determinan la temperatura del incendio.

El valor de la relación E4/E6 de los AHS-Q es aproximadamente 16% mayor que AHS-T, lo que indica un mayor contenido de fracciones alifáticas que puede corresponder a un proceso de desagregación provocado por la temperatura del fuego.

Propiedades ácido-base

Las curvas de desarrollo de cargas negativas vs pH ($-Q/dpH$), de los AH analizados en el rango de pH 3-11, obtenidas a través de titulaciones potenciométricas, corregidas por las soluciones de referencias correspondientes y ajustadas por un polinomio de grado 6, de acuerdo con lo propuesto por Machesky (1993) y Campitelli y Ceppi (2008) se muestran en las figuras 4.1, 4.3, 4.5 y 4.7.

A través de la derivada primera de las curvas de desarrollo de cargas en función de pH ($-Q/dpH$), obtenidas con las curvas de titulación ajustadas con la ecuación polinomial (figuras 4.2, 4.4, 4.6 y 4.8) es posible:

- i) obtener los valores promedios de las constantes aparentes de disociación (pK_{ap}) de los grupos ácidos,
- ii) analizar la heterogeneidad química de cada clase de grupos ácidos presentes en la macromolécula,
- iii) estimar la concentración de cada clase de grupos ácidos a través del cálculo del área bajo cada pico,
- iv) estimar la capacidad reguladora del pH (capacidad buffer) desarrollada con cada clase de grupo ácido (Nederlof *et al.*, 1994; Koopal *et al.*, 2005; Campitelli *et al.*, 2006; Campitelli and Ceppi, 2008; Rubenacker *et al.*, 2011).

A través de esta metodología se pueden analizar las posibles modificaciones producidas por el fuego en las propiedades ácido-base de los principales grupos ácidos presentes en la macromolécula.

Los picos que se observan en la segunda derivada de las curvas de titulación corresponden a cada uno de los grupos de sitios ácidos y la posición sobre el eje de pH, corresponde al valor de la constante aparente de disociación (pK_{ap}).

Tabla 4.2 Contenido de grupos funcionales ácidos (fuertes: σ -COOH (F), débiles: R-COOH (D) y OH fenólicos) calculados por integración de la superficie bajo cada máximo de la curva derivada (d-Q/dpH) de cada curva de titulación de los AH extraídos de suelos forestales y agrícolas, testigos y afectados por incendios (AHP-T, AHP-Q, AHM-T y AHM-Q; AHMz-T, AHMz-Q, AHS-T y AHS-Q, respectivamente). Los valores de pKap promedio corresponden a los máximos de cada pico.

Acido Húmico	-COOH (F)	pKap	-COOH (D)	pKap	-OH	pKap
AHP-T	320,0	2,3	473,0	5,60	567,0	11,2
AHP-Q	588,0	3,5	---		1318,0	10,8
AHM-T	242,0	2,6	526,4	5,88	297,0	10,0
AHM-Q	91,1	3,6	288,8	6,15	64,5	10,3
AHMz-T	79,9	3,5	428,1	5,90	437,6	10,0
AHMz-Q	----	---	374,4	4,90	269,6	9,9
AHS-T	214,2	3,1	601,6	5,74	329,0	10,1
AHS-Q	50,9	3,1	546,2	5,72	314,3	10,1

valores expresados en meq/100 g de AH

Sitios con especies leñosas

Ácidos húmicos extraídos de pinar implantado (P)

La carga superficial desarrollada por los ácidos húmicos extraídos del sitio de pinar implantado (Tabla 4.2) después del evento de fuego (AHP-Q) fue mayor que su correspondiente AHP-T en la región de pH 6 – 11 y menor en la zona ácida (3 – 6); la carga desarrollada fue aproximadamente 60% mayor en los AHP-Q, en el rango 6-11 y menor en la región de pH 3 – 6, probablemente debido a la pérdida de los grupos ácidos fuertes del tipo σ -carboxilos, por desagregación de la estructura macromolecular (fig 4.1).

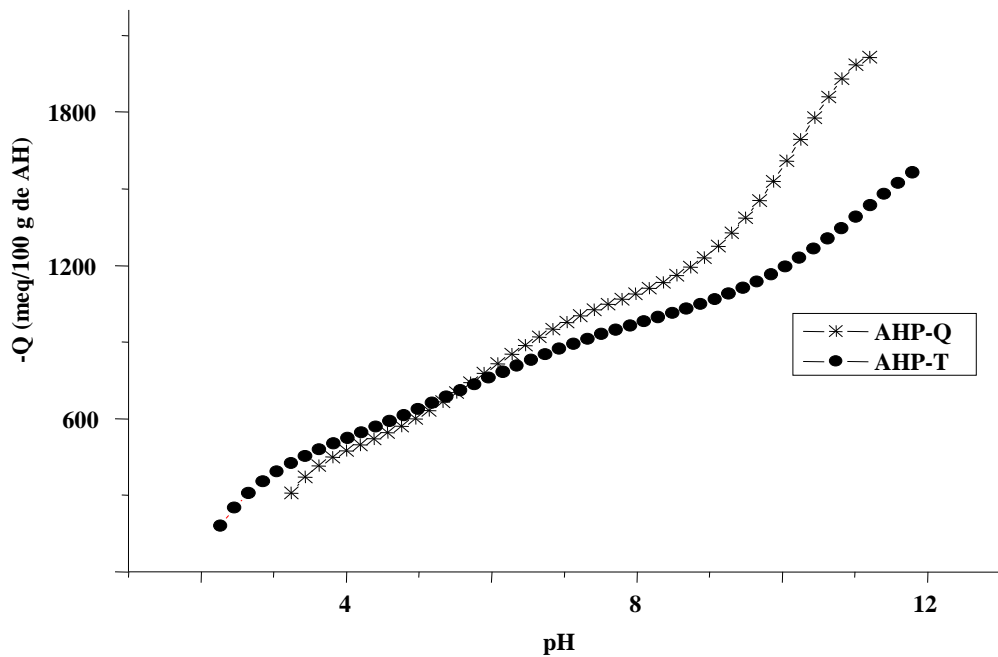


Fig. 4.1 Curva de desarrollo de cargas superficiales negativas (-Q meq/100 g AH) de los ácidos húmicos extraídos del suelo de pinar testigo (AHP-T) y del suelo afectados por incendios (AHP-Q) en función del pH.

La desagregación producida por la temperatura (AHP-Q) puede ser la causa del incremento en el desarrollo de cargas superficiales negativas observada a valores de pH mayores a 6, ya que al disminuir el tamaño de la fracción constituyente de la macromolécula, se produce dicho fenómeno, el desarrollo de cargas coincidiendo con lo descrito por Tombacz (1999). Este comportamiento coincide con el aumento del valor en la relación E4/E6 (Tabla 4.1).

En las curvas correspondientes a la primera derivada, de titulación, (dQ/dpH), fig. 4.2, se observa que los AHP-T presentan dos picos bien definidos, el primero asignado a los grupos carboxilos (del tipo R-COOH) y el segundo, a los grupos OH-fenólicos. En la curva correspondiente a AHP-Q no se observa el primer pico, es solo un hombro, el segundo pico es bien definido. En ambos AH (AHP-T y AHP-Q) se observa un pequeño pico a valores de pH más ácidos (3-4), indicando la posible presencia de grupos ácidos más fuertes, del tipo

σ -carboxilos, que es más evidente en los AHP-T (Campitelli *et al.*, 2006; Campitelli and Ceppi, 2008).

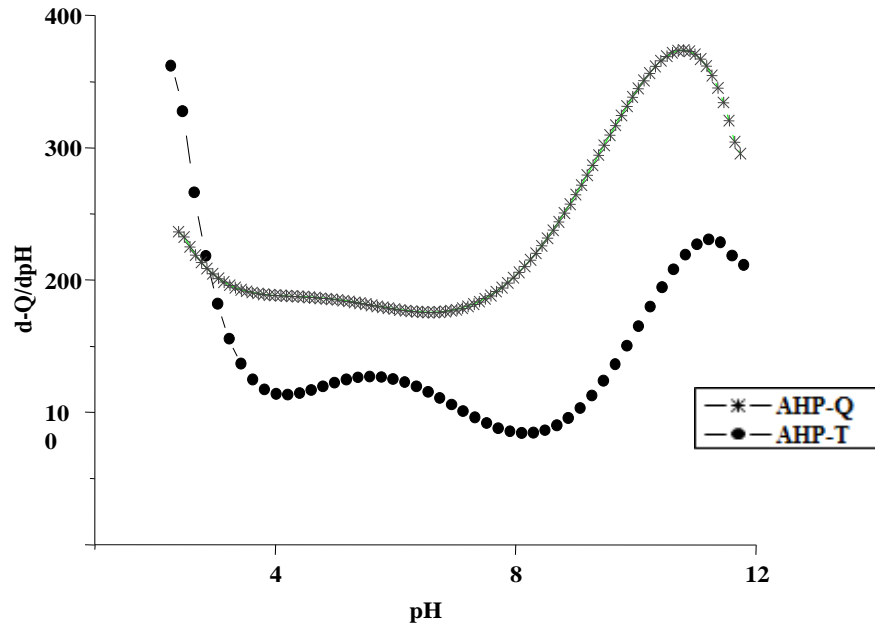


Fig. 4.2 Curva de distribución de los principales grupos ácidos de los AH obtenida a partir de la derivada primera de las cargas superficiales negativas ($d-Q/dpH$) de los ácidos húmicos extraídos del suelo de pinar testigo (AHP-T) y del suelo afectado por incendios (AHP-Q) respecto del pH.

En los AHP-Q el máximo del primer pico (incipiente), es a valor de pH 3,5, el segundo presenta un máximo a pH ~ 10, que correspondería a los grupos del tipo OH-fenólicos, la ausencia de un pico definido en la región de pH entre 5-6, indicaría la pérdida de los grupos R-COOH debido al evento de fuego. En la curva correspondiente los AHP-T se observan los dos picos definidos, el primero (R-COOH) con su máximo a valor de pH 5-6 y el segundo a pH ~ 11, que corresponde a los grupos OH-fenólicos.

Los valores de pK_{ap} de los AHP-Q son menores a los correspondientes a los AHP-T, indicando una posible ruptura de la estructura de la macromolécula (fig. 4.2). Esta situación implica que los grupos carboxilos que permanecen en la estructura tienen mayor fuerza ácida, probablemente al ser parte de anillos aromáticos por lo cual son más resistentes a las altas temperatura; en cambio, los del tipo OH-fenólicos son producidos a través de la incorporación de compuestos orgánicos originados por la combustión incompleta de la vegetación (Knicker, 2007).

El fuego altera la calidad y cantidad de sitios ácidos y por lo tanto la capacidad reguladora del pH. En los AHP-Q la capacidad reguladora a valores de pH de suelo, 6–7, fue prácticamente nula, debido a la pérdida de los grupos ácidos R-COOH.

La forma de los picos de la curva de la derivada primera de los AHP-Q es ancha en la región de pH ~ 3-8, lo que evidencia que la superficie se caracteriza por la presencia de diferentes tipos de grupos ácidos con similares valores de constante de disociación (pK_{ap}), lo que sugiere una gran heterogeneidad química y la producción de nuevos compuestos orgánicos durante el incendio (Knicker, 2007).

Ácidos húmicos extraídos del sitio monte nativo (M)

La carga negativa superficial desarrollada por los ácidos húmicos extraídos del lote con monte nativo quemado (AHM-Q) son menores a las cuantificadas en los AHM-T (fig. 4.3) en todo el rango de pH estudiado. Este comportamiento indica que el fuego produjo una importante modificación en la estructura química, probablemente, por la pérdida de fracciones lábiles como las alifáticas y/o subunidades periféricas, generando una nueva estructura macromolecular con mayor carácter aromático y un comportamiento coloidal diferente al AHM-T (Sutton y Sposito, 2005). Estas características están de acuerdo con los datos obtenidos por técnicas espectroscópicas en la cual la relación $E4/E6$ indica un incremento en su carácter aromático.

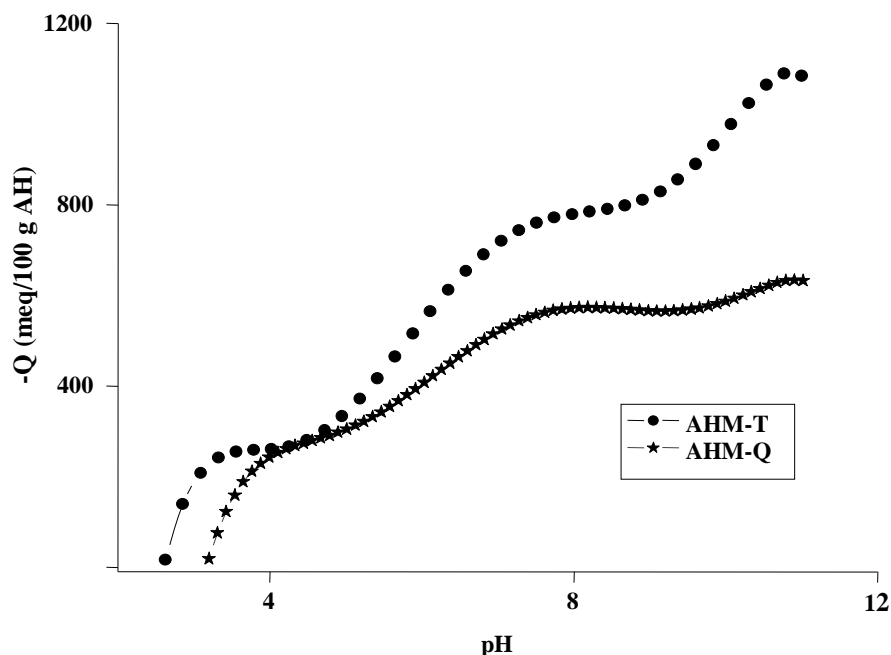


Fig. 4.3 Curva de desarrollo de cargas superficiales negativas ($-Q$ meq/100 g AH) de los ácidos húmicos extraídos del suelo de monte nativo testigo (AHM-T) y del suelo afectado por incendios (AHM-Q) en función del pH.

En el análisis de este sitio, la agregación y los cambios en la estructura supramolecular producidos por la temperatura podrían ser la razón del decrecimiento en el desarrollo de cargas negativas y, por lo tanto, la contribución a los sitios de intercambio en la matriz del suelo es menor inmediatamente después del incendio.

En la derivada primera de la curva $-Q$ vs pH ($d-Q/dpH$) para ambos ácidos húmicos AHM-T y AHM-Q (fig. 4.4) se observan dos picos principales; el primero asignado a los grupos ácidos del tipo R-COOH con un valor promedio de pK_{ap} 5-6 y el segundo a los grupos del tipo OH-fenólicos con $pK_{ap} \sim 10$. El pico que se observa a un valor de pH 2-4, para ambos ácidos húmicos, podría indicar la presencia de grupos ácidos fuertes del tipo σ -carboxilos. En los AHM-T el pico correspondiente a los σ -carboxilos (grupos ácidos fuertes) está definido y tiene un valor de $pK_{ap} = 3$. Después del incendio la altura del pico es menor y corrida hacia un valor de pH algo mayor (3-4), indicando una disminución en su fuerza

ácida. Los máximos de los otros dos picos (R-COOH y OH-fenólicos) en los AHM-Q están corridos a valores mayores de pH, indicando

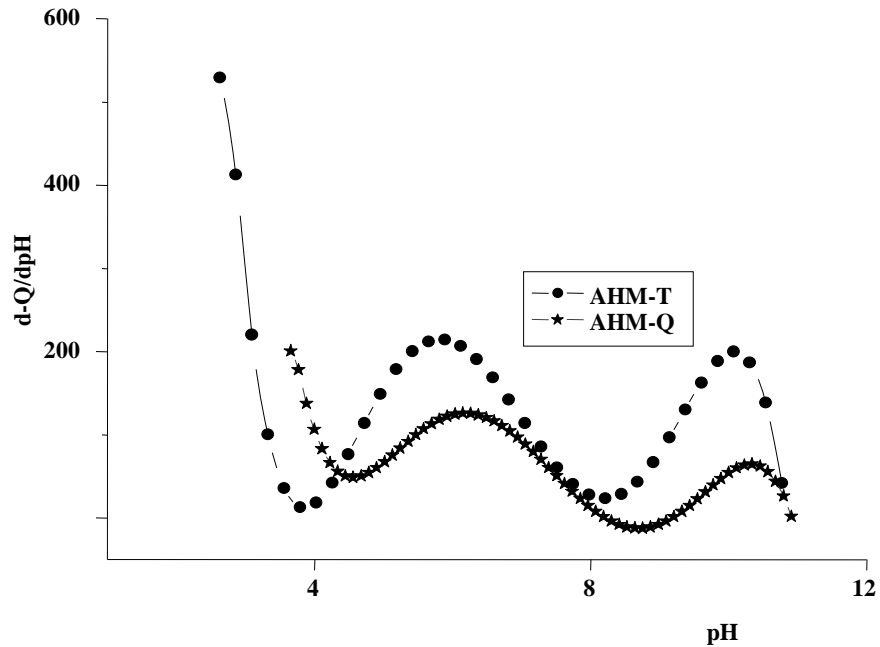


Fig. 4.4 Curva de distribución de los principales grupos ácidos de los AH obtenida a partir de la derivada primera de las cargas superficiales negativas ($d-Q/dpH$) de los ácidos húmicos extraídos del suelo de monte nativo testigo (AHM-T) y del suelo afectado por incendios (AHM-Q) respecto al pH.

que el fuego produjo modificaciones en la cantidad y calidad de los grupos ácidos de la macromolécula, causando una menor disociación y menor desarrollo de cargas superficiales que en los AHM-T (Tabla 4.2).

La forma de la curva correspondiente a la derivada indica que después del evento de fuego los AHM-Q tienen mayor heterogeneidad que los AHM-T, debido que los picos son más anchos sugiriendo que en la superficie de la macromolécula se presentan diferentes tipos de grupos o sitios ácidos con similar fuerza ácida en cada rango entre los mínimos de la curva.

Este comportamiento puede ser debido a la incorporación de compuestos orgánicos originados por la combustión incompleta del material vegetal particular presente del sitio (Knicker, 2007).

La altura de ambos picos principales (pK_{ap} 5-6 y $pK_{ap} = 10$), después del evento de fuego, indican que la contribución a la capacidad reguladora del pH es significativamente menor que antes del incendio (AHM-T), por lo tanto, al valor de pH de campo (6-7, de la zona analizada), la cantidad y calidad de los grupos disociables es menor, lo que indica que la temperatura alcanzada en el incendio fue suficiente para producir cambios significativos en las propiedades ácido-base y estas modificaciones pueden ser perjudiciales para el suelo, desde el punto de vista de la capacidad de intercambio y de la capacidad reguladora del pH.

Sitios con usos agrícolas

Ácidos húmicos extraídos del sitio cultivado con siembra directa con maíz (Mz)

En la Tabla 4.2 se observa que las cargas desarrolladas por AHMz-T y AHMz-Q muestran un comportamiento diferente. La carga desarrollada por los AHMz-Q es mayor a la desarrollada por los AHMz-T a valores de pH menores a 7 y a valores de pH mayores a 7 la carga es menor. En la curva de titulación correspondiente a los AHMz-T (fig. 4.5) se observa la presencia de tres diferentes grupos de sitios ácidos, pero en los AHMz-Q solo pueden observarse dos tipos de grupos ácidos.

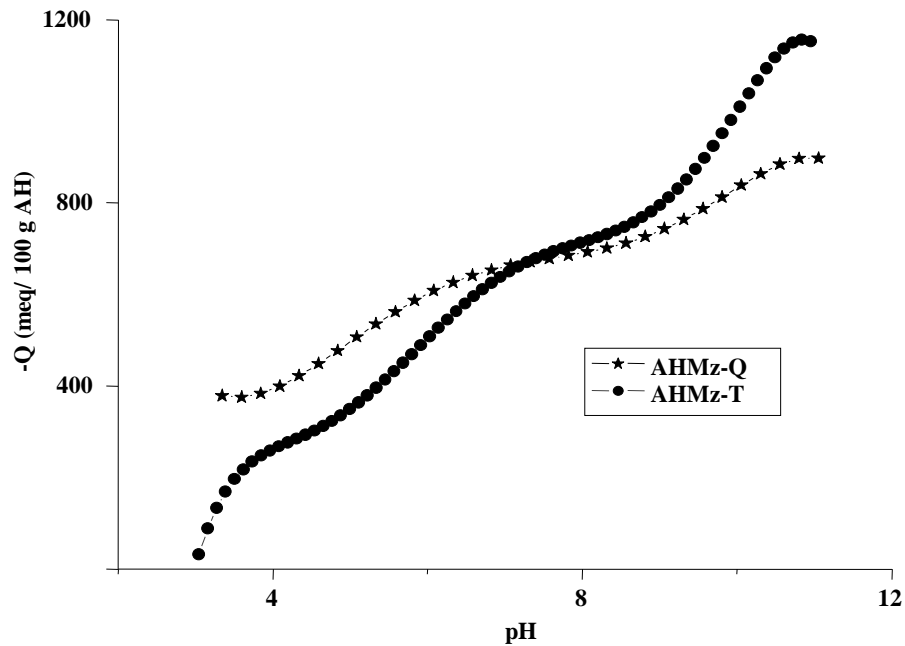


Fig. 4.5 Curva de desarrollo de cargas superficiales negativas ($-Q$ meq/100 g AH) de los ácidos húmicos extraídos del suelo agrícola con barbecho de maíz testigo (AHMz-T) y del suelo afectados por incendios (AHMz-Q) respecto al pH.

Esta diferencia indica la pérdida de algunas fracciones lábiles del tipo alifáticas o subunidades periféricas, lo que está de acuerdo con el decrecimiento en la relación H/C y O/C (tabla 4.1). Estas características indican una mayor estructura aromática o mayor agregación en los AHMz-Q que en los AHMz-T, y probablemente, una progresiva alteración de sus propiedades coloidales por efecto de la temperatura del fuego (González-Pérez *et al.*, 2004; Uygunen and Bekbolet, 2005).

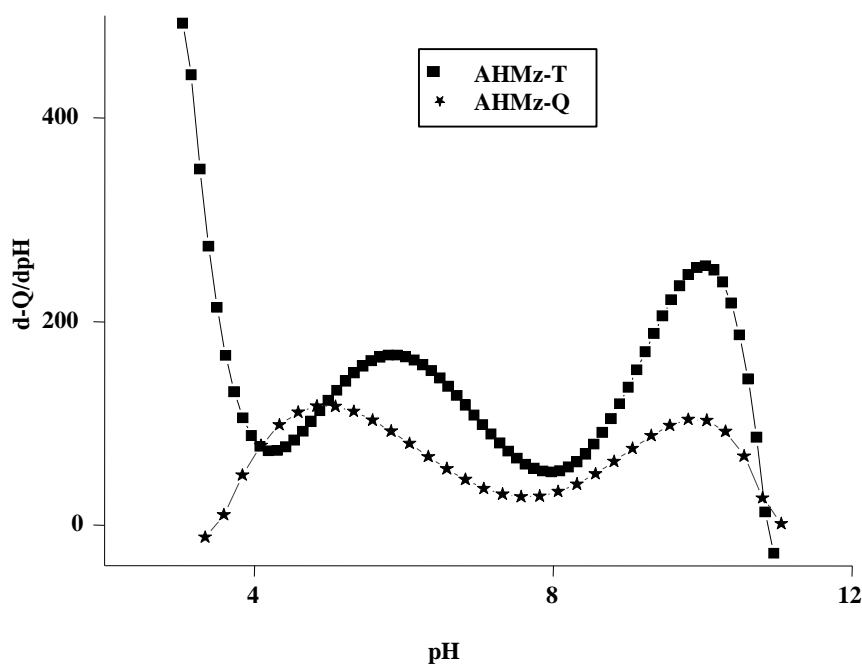


Fig 4.6 Curva de distribución de los principales grupos ácidos de los AH obtenida a partir de la derivada primera de las cargas superficiales negativas ($d-Q/dpH$) de los ácidos húmicos extraídos del suelo agrícola de maíz testigo (AHMz-T) y del suelo afectado por incendios (AHMz-Q) respecto de pH.

En la derivada primera de la curva de titulación, ($d-Q/dpH$) de los AHMz-T y AHMz-Q (fig. 4.6), se observan dos picos principales; el primero correspondiente a los grupos carboxilos alifáticos ($R-COOH$) de valor de pK_{ap} 5 – 6 y el segundo a los grupos ácidos del tipo OH-fenólicos de pK_{ap} ~ 10. El pico de pK_{ap} ~ 3 que se observa en los AHMz-T podría indicar la presencia de grupos ácidos fuertes del tipo σ -carboxilos; en los AHMz-Q este pico no se observa, indicando la pérdida de esos grupos o sitios ácidos, lo que está de acuerdo con la disminución de la relación O/C (tabla 4.1).

El valor del máximo del pico correspondiente a los grupos carboxilos ($R-COOH$) se desplazó a menores valores (más ácidos) de pH en los AHMz-Q con respecto a los AHMz-T, lo que significa que la temperatura del incendio cambió las características ácidas de estos grupos provocando mayor disociación y así mayor desarrollo de cargas negativas

superficiales en los AHMz-Q con respecto a los AHMz-T en la región de pH menor a 7. En la zona alcalina, la fuerza ácida de los grupos OH-fenólicos ($pK_{ap} \sim 10$) fue similar para ambos AH estudiados (AHMz-T y AHMz-Q).

La forma de los picos en la curva de la primera derivada indica que después del evento de fuego los AHMz-Q tienen mayor heterogeneidad que antes del evento (AHMz-T), debido a la forma de la curva (más ancha y suavizada), en AHMz-Q, indicando que la superficie está caracterizada por la presencia de diferentes grupos de sitios ácidos con valores de constantes aparentes de disociación (pK_{ap}) similares (De Wit *et al.*, 1993 a,b).

La altura de ambos picos en los AHMz-Q ($pK_{ap} 5 - 6$ y $pK_{ap} \sim 10$) fueron menores que antes del incendio (AHMz-T), indicando que la contribución a la capacidad reguladora del pH del suelo por parte de la fracción húmica disminuyó por efecto del fuego.

Consecuentemente, al valor de pH de campo (pH 6-7), la cantidad y calidad de cada grupo ácido disociado será diferente en el sitio Mz-Q, indicando que la temperatura alcanzada en este evento de fuego fue suficiente para modificar las propiedades acido-base de la fracción húmica, lo que puede resultar perjudicial para el suelo.

Ácidos húmicos extraídos del sitio cultivado con soja (S)

La carga desarrollada por los AH extraídos del sitio cultivado con soja después del incendio (AHS-Q) es ligeramente mayor a los extraídos del sitio cultivado con soja antes del evento del fuego (AHS-T), en el intervalo de pH analizado (fig. 4.7).

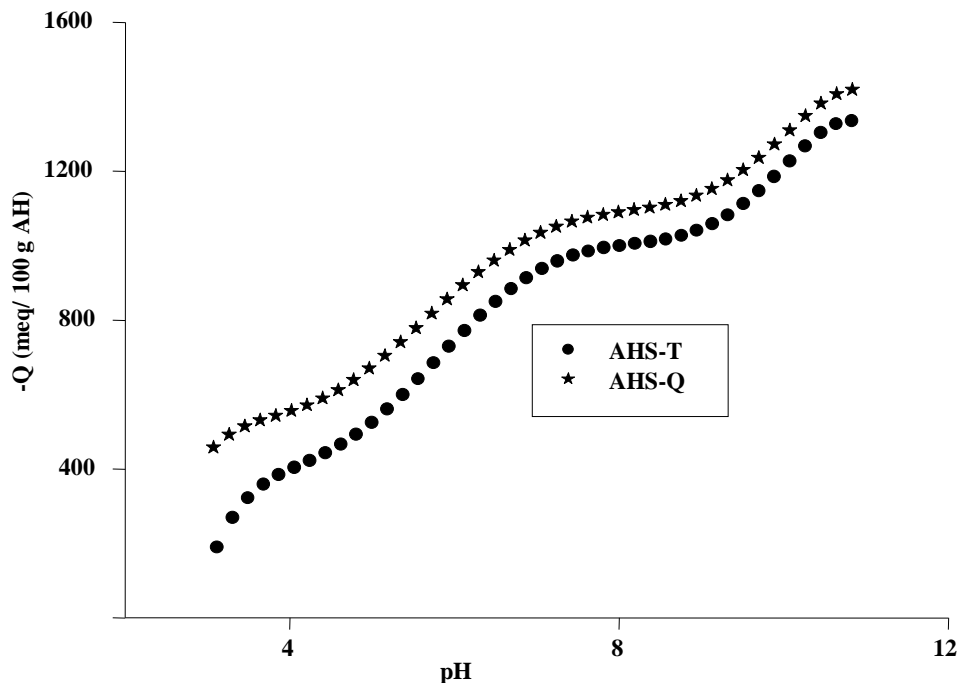


Fig 4.7 Curva de desarrollo de cargas superficiales negativas (-Q meq/100 g AH) de los ácidos húmicos extraídos del suelo agrícola con barbecho de soja testigo (AHS-T) y del suelo afectados por incendios (AHS-Q) en función del pH.

En la curva de titulación de los AHS-T se observan tres tipos de grupos ácidos claramente definidos, en los AHS-Q el primer grupo de sitios ácidos (σ -carboxilos pH~3) es menos evidente, probablemente perdido a causa de la desagregación de la macromolécula provocada por la temperatura alcanzada durante el evento de fuego. La temperatura tiene un rol importante en la conformación del macro-ion húmico y también de sus propiedades coloidales. Este comportamiento está de acuerdo con la información obtenida a través de estudios espectroscópicos en los cuales aumenta el valor de la relación E4/E6 lo que indica un incremento en su carácter alifático y en la relación H/C, lo que sugiere un decrecimiento en la aromaticidad consistente con la desagregación producida por el fuego. Esta disgregación de la macromolécula produce mayor cantidad de grupos ácidos superficiales o periféricos con posibilidad de desarrollar cargas negativas (Tombacz, 1999).

La curva correspondiente a la derivada primera ($-dQ/dpH$) de la curva de titulación ($-Q$ vs pH) de los AHS-T y AHS-Q (figura 4.8) muestran dos picos bien definidos, el primero puede ser asignado a los grupos ácidos correspondientes a los carboxilos alifáticos ($R-COOH$) (acidez moderada $pK_{ap} \sim 5$), el segundo asignado a los grupos ácidos débiles del tipo OH-fenólicos ($pK_{ap} \sim 10$) y un pico a valores de pH entre 3-4 que correspondería a los sitios ácidos fuertes del tipo σ -carboxilos.

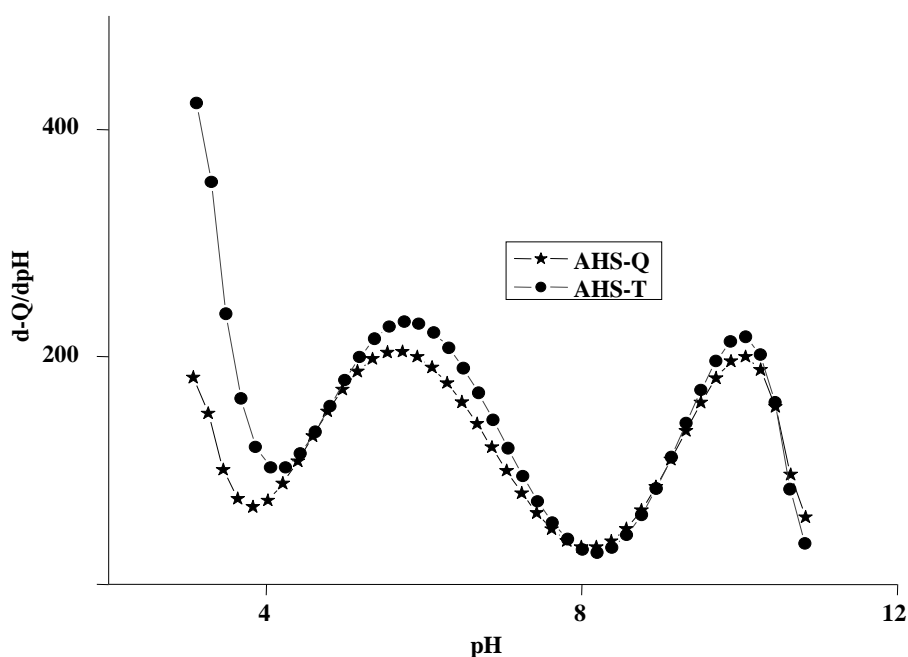


Fig. 4.8 Curva de distribución de los principales grupos ácidos de los AH obtenida a partir de la derivada primera de las cargas superficiales negativas ($d-Q/dpH$) de los ácidos húmicos extraídos del suelo de pinar testigo (AHS-T) y del suelo afectado por incendios (AHS-Q) respecto de pH .

En los AHS-Q el pico en el rango de pH 3-4 es solo un pico incipiente, indicando la deficiencia en este tipo de grupos ácidos (σ -carboxilos). Esto está de acuerdo con los resultados previos obtenidos en estudios de otros suelos afectados por incendios (Rubenacker *et al.*, 2011). La concentración de cada uno de los grupos de sitios ácidos (tabla 4.2) muestra el cambio producido por la temperatura alcanzada durante el incendio y se

observa un decrecimiento en la concentración de los sitios ácidos más fuertes (σ -carboxilos) (Campitelli *et al.*, 2006; Campitelli and Ceppi, 2008; Rubenacker *et al.*, 2011; 2016).

El máximo incipiente correspondiente a los grupos σ -carboxilos presentes en los AHS-Q está ligeramente corrido hacia valores de pH más ácidos, lo mismo se observa para los grupos ácidos del tipo R-COOH con valores de pK_a ~5, los sitios ácidos más débiles (OH tipo fenólicos) aparentemente no fueron modificados en su carácter ácido.

Estas modificaciones no cambiaron sustancialmente los valores de pK_a promedio de cada uno de los grupos ácidos presentes en la macromolécula. El ancho de cada pico es similar para ambos AH analizados (AHS-T y AHS-Q) lo cual indica que la distribución, cantidad y calidad (heterogeneidad) de los diferentes grupos ácidos no cambió de manera sustancial después del evento de fuego; solamente los grupos del tipo σ -carboxilos fueron perdidos parcialmente. El decrecimiento de la altura máxima de ambos picos principales (pK_a ~ 5 y pK_a ~ 10) para los AHS-Q es pequeño, lo que indica que la capacidad reguladora del pH es similar a la correspondiente a los AHS-T, es decir a antes del incendio.

Este comportamiento ácido-base sugiere que en este evento de fuego la temperatura alcanzada produjo una ligera desagregación o pérdida de fracciones importantes de la macromolécula de AH y sus propiedades ácido-base no fueron sustancialmente modificadas.

Análisis térmico

Sitios con especies leñosas

Análisis térmico de los ácidos húmicos del sitio Pino

En los termogramas DTG correspondientes a los AHP-T y AHP-Q (fig. 4.9) se observa un hombro a los 300°C que corresponde a la deshidratación y pérdida de las unidades más lábiles. Dichas pérdidas de masa son similares y la energía involucrada (DTA) es mayor para los AHP-Q que para los AHP-T, indicando que la estabilidad térmica de estas fracciones orgánicas se incrementó después del evento de fuego.

En el rango de temperatura entre 400°–600°C se observan dos picos en el termograma (DTG) de los AHP-Q y tres en los correspondientes a los AHP-T.

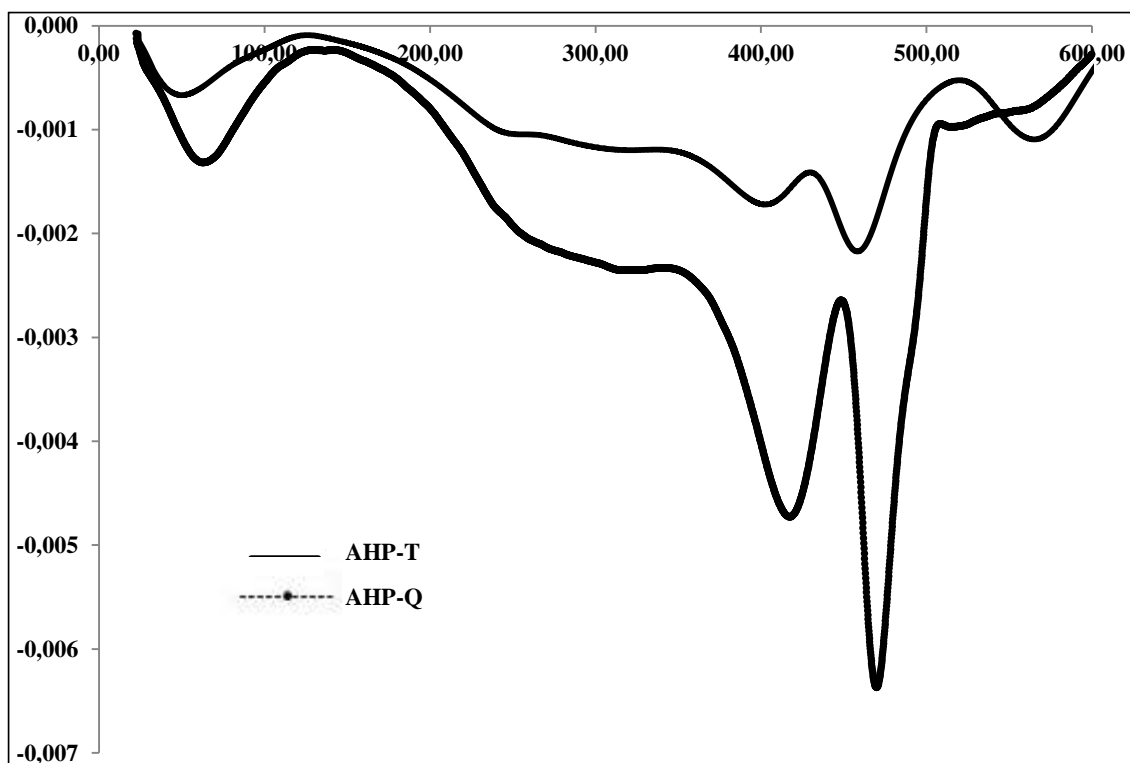


Fig. 4.9 Curvas de análisis térmicos DTG: pérdidas de masa de las diferentes fracciones constitutivas de los ácidos húmicos en función de la temperatura de los AH extraídos del suelo de pinar testigo (AHP-T) y del suelo afectado por incendios (AHP-Q)

La masa perdida en el rango de temperatura 300°–400°C es de ~ 30% en los AHP-Q y de ~ 21% en los AHP-T, lo que indica mayor contenido de fracciones con grupos carboxilos, de carbohidratos y proteínas entre otros grupos, en los AHP-Q. En el rango de 400°– 500° C fue similar (~20% para AHP-Q y de ~21% para AHP-T) y en el rango de temperatura ~ 550°- 600°C la masa perdida en los AHP-T es de ~ 11% y en los AHP-Q de ~ 6%, indicando menor contenido de fracciones aromáticas y más condensación. (De la Rosa *et al.* 2008b).

Los valores de las relaciones R1 para ambos AH son: 1,50 para AHP-T y de 0,88 para los AHP-Q indicando una disminución de las fracciones aromáticas y un incremento en

las fracciones alifáticas después del evento. Estos valores están en concordancia con las relaciones E4/E6 mostradas en la tabla 4.1.

El valor de T_{50} para los AHP-Q (400°C) y en los AHP-T (<410°C) indican que la estabilidad térmica no fue modificada sustancialmente después del evento de fuego, teniendo en cuenta que las fracciones involucradas a esta temperatura, son más alifáticas.

En las curvas correspondientes a los DTA (fig. 4.10) ambos picos principales están corridos hacia temperaturas mayores después del evento de fuego, por lo tanto, la energía involucrada en los AHP-Q es mayor que en los AHP-T, especialmente en el segundo pico (400°– 500°C) que es aproximadamente el doble. Este comportamiento podría indicar que la temperatura alcanzada en el incendio modifica la estabilidad térmica de las fracciones más aromáticas o condensadas por cambios estructurales. Este hecho describe una destrucción selectiva de las estructuras menos resistentes a la degradación térmica y se ha demostrado la neoformación de estructuras aromáticas mediante reacciones de condensación que incluyen la formación de compuestos heterocíclicos de N (Almendros *et al.*, 2003; González-Pérez *et al.*, 2004; Knicker, 2007; De la Rosa *et al.*, 2008a). Dichos compuestos no estaban presentes en la biomasa previo al evento del fuego, lo que podría ocasionar cambios en la estabilidad biológica (Rovira *et al.*, 2008).

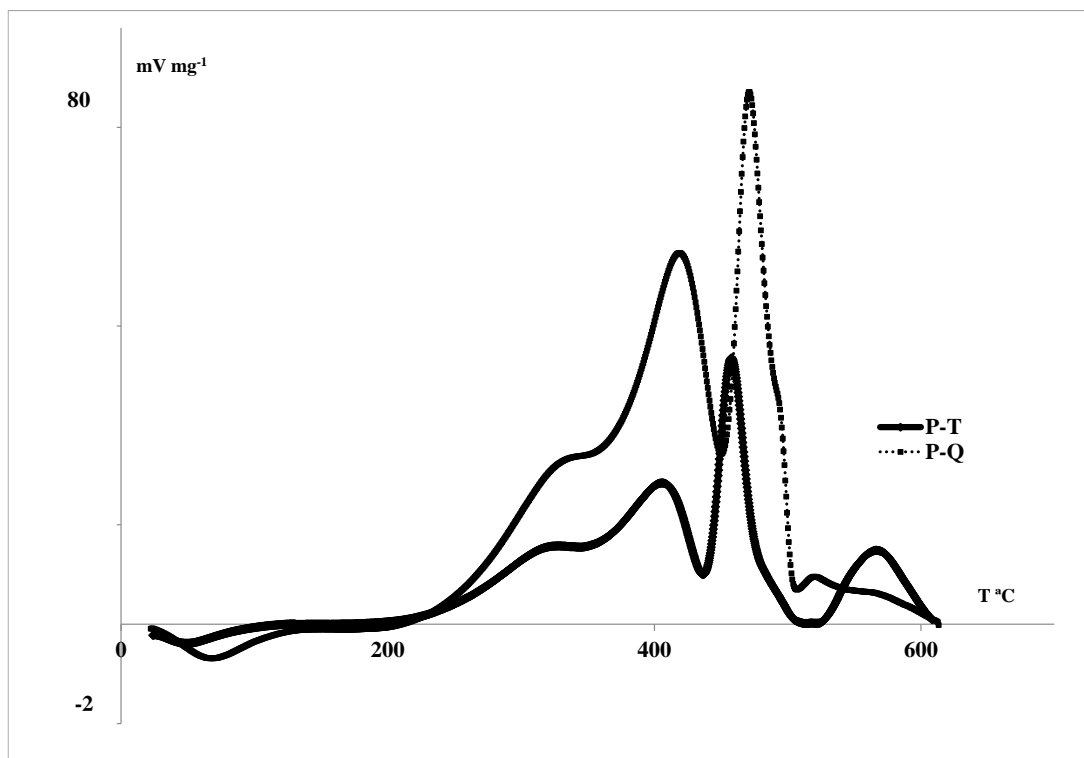


Fig. 4.10 Curva de análisis térmico DTA: energía correspondiente a los rangos de temperatura de las reacciones endotérmicas y exotérmicas de los ácidos húmicos extraídos del suelo de pinar testigo (AHP-T) y del afectado por incendios (AHP-Q) en función de la temperatura.

Análisis térmico de los ácidos húmicos del sitio Monte

En los termogramas DTG correspondientes a los AHM-T y AHM-Q (figura 4.11) se observa un hombro a los 300°C que corresponde a la deshidratación y la pérdida de las unidades más lábiles; la energía involucrada (DTA) es ligeramente mayor para los AHM-Q que para los AHM-T, indicando que la estabilidad térmica se incrementó después del evento de fuego (figura 4.12).

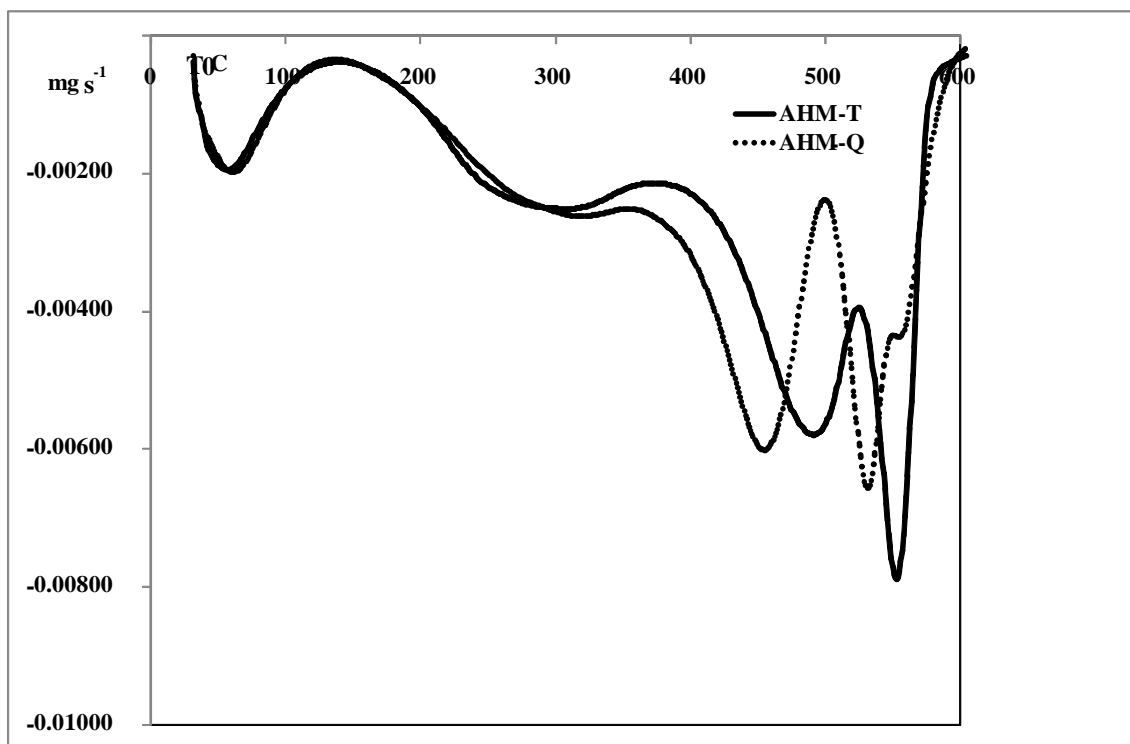


Fig. 4.11 Curvas de análisis térmicos DTG: pérdidas de masa de las diferentes fracciones constitutivas de los ácidos húmicos extraídos del suelo de monte nativo testigo (AHM-T) y del suelo afectado por incendios (AHM-Q) en función de la temperatura

En los termogramas (TG, DTG y DTA) se observan dos picos en el rango de temperatura entre 400°– 600°C, en los AHM-Q en el segundo pico se observa una separación y solapamientos de dos picos indicando un cambio en la estructura después del incendio.

La diferencia de masa perdida (gráfico TG no mostrado), en el rango de temperatura 400°– 500°C es baja (37% para los AHM-Q y de 38% para los AHM-T) y en el rango de 500° – 600°C fue de 24% para AHM-Q y de 20% para los AHM-T (~ 15% mayor para AHM-Q), indicando un incremento en las fracciones aromáticas en los AHM-Q.

Los valores de las relaciones R_1 0,56 para AHM-T y 0,64 (gráfico TG no mostrado) para los AHM-Q indican un incremento en el contenido de fracciones aromáticas en los AH después del incendio, lo que está de acuerdo con el valor de la relación E4/E6 (tabla 4.1).

El valor de T_{50} es menor en los AHM-Q (T_{50} 435°C) (gráfico TG no mostrado) que en los AHM-T (T_{50} 450°C); esto es compatible con el decrecimiento en la estabilidad térmica

de la fracción más lábil, cambios que también podrían modificar la estabilidad biológica (Rovira *et al.* 2008).

En las curvas correspondientes a los DTA (fig. 4.12) ambos picos principales están corridos hacia menores temperaturas después del evento de fuego, la energía desplazada

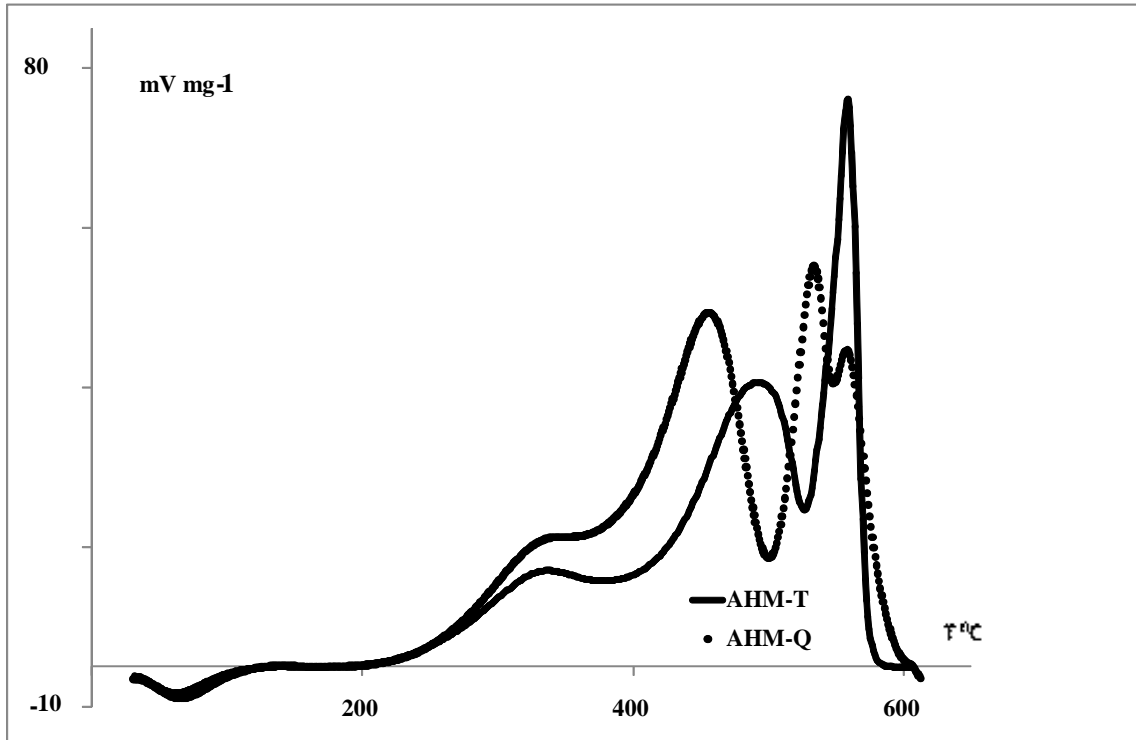


Fig. 4.12 Curva de análisis térmico DTA: energía correspondiente a los rangos de temperatura de las reacciones endotérmicas y exotérmicas de los ácidos húmicos de los AH extraídos del suelo de monte nativo testigo (AHM-T) y del suelo afectado por incendios (AHM-Q) en función de la temperatura

en el primer pico en los AHM-Q es ~ 15% menor y la del segundo pico ~ 35% menor que en los AHM-T. Los cambios conformacionales en la estructura de la macromolécula producidos por la temperatura alcanzada en el incendio están relacionados con las energías involucradas en las reacciones exotérmicas (Francioso *et al.* 2007; Plante *et al.* 2009; Duguay y Rovira, 2010).

Análisis térmico de los ácidos húmicos del sitio cultivados con Maíz

En las curvas de estabilidad térmica (DTG y DTA) de los AHMz-T y AHMz-Q (fig. 4.13 y fig. 4.14) se observan importantes diferencias. Este comportamiento puede ser debido a interacciones del tipo órgano-mineral, que tienen un comportamiento térmico diferente a los compuestos orgánicos y a los quelatos (Kaise y Guggenberger, 2003).

Los rangos de temperatura de la pérdida de masa en ambos AH están desplazados. En el rango comprendido entre 150°C y 400°C el AHMz-T pierde 31% de la masa mientras el AHMz-Q 26%, lo que indica que hubo un incremento en la estabilidad térmica de éstas fracciones. La masa perdida a mayor temperatura, entre 400°C y 600°C, es alrededor de 54% en los AHMz-T y de ~ 43% en los AHMz-Q. En este rango de temperatura para los AHMz-Q se observan dos picos, indicando cambios estructurales, probablemente debido al mayor contenido de cenizas de los AHMz-Q (tabla 4.2) lo que ocasiona que la fracción (formando complejos órgano-minerales) tenga mayor resistencia térmica (Kaise y Guggenberger, 2003).

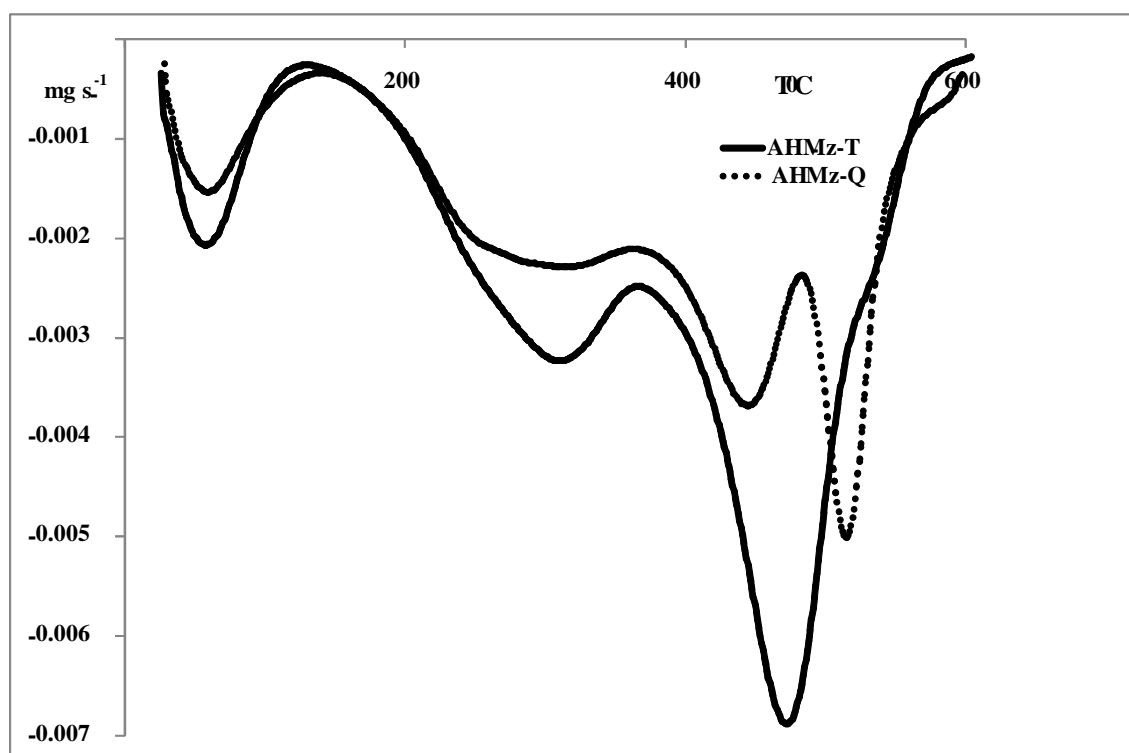


Fig. 4.13 Curvas de análisis térmicos DTG: pérdidas de masa de las diferentes fracciones constitutivas de los ácidos húmicos extraídos del suelo agrícola con barbecho de maíz testigo (AHMz-T) y del suelo afectado por incendios (AHMz-Q) en función de la temperatura

Los valores de las relaciones R_1 : 1,73 para los AHMz-T y R_1 : 1,66 para los AHMz-Q, indican un ligero déficit en el contenido de estructuras aromáticas después del incendio (AHMz-Q), esta diferencia puede ser debida a la presencia de complejos del tipo órgano-mineral.

El valor de T_{50} para los AHMz-Q (460°C) es 40°C mayor que para los AHMz-T indicando un incremento en la estabilidad térmica de los AH extraídos después del evento de fuego (AHMz-Q), probablemente por cambios estructurales.

La energía desplazada en DTA (fig. 4.14) aproximadamente a los 300°C, es ligeramente menor en los AHMz-Q (~10%) que en los AHMz-T asignada a la combustión de fracciones lábiles de la macromolécula.

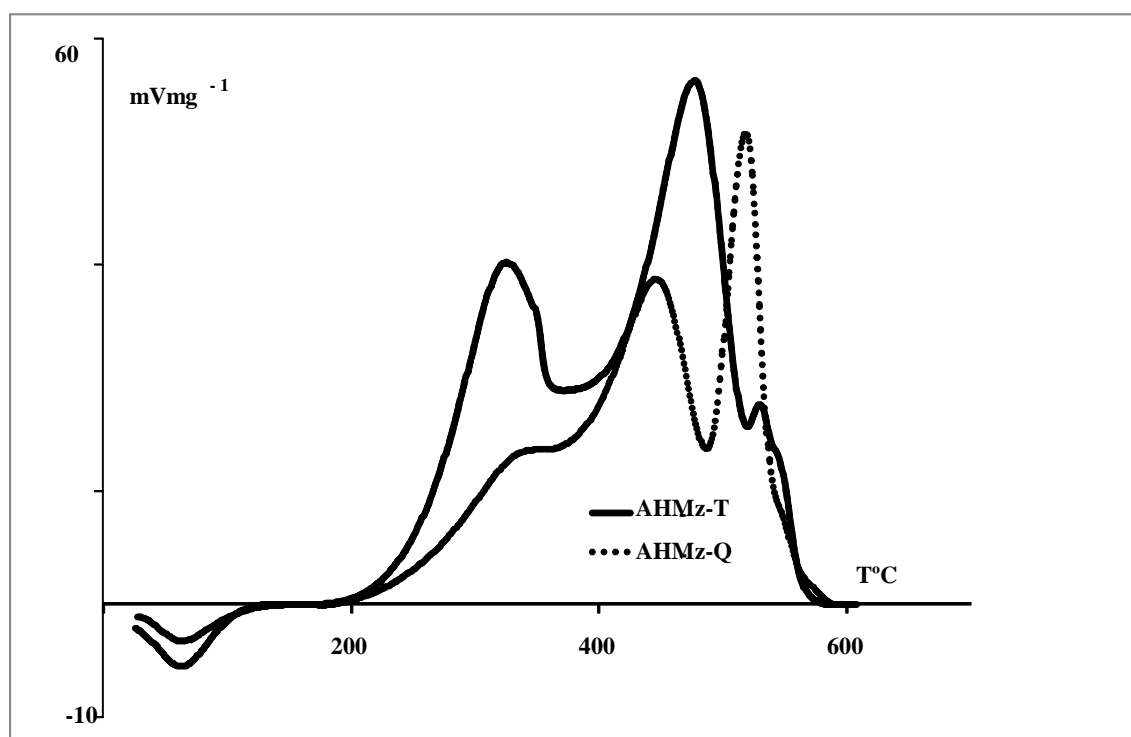


Fig. 4.14 Curva de análisis térmico DTA: energía correspondiente a los rangos de temperatura de las reacciones endotérmicas y exotérmicas de los ácidos húmicos de los AH extraídos del suelo agrícola con barbecho de maíz testigo (AHMz-T) y del suelo afectado por incendios (AHMz-Q) respecto de la temperatura

En la región 400°– 600°C se observan, en los AHMz-Q, dos picos, el primero con el máximo a 445°C y el otro pico desplazado hacia mayores temperaturas (518°C), lo que, indica, que las reacciones de combustión tienen lugar en dos pasos energéticos. Las energías involucradas son mayores después del evento de fuego (~12%), que pueden deberse a la presencia de fracciones más recalcitrantes. Estas características le dan a las macromoléculas, AHMz-Q, mayor estabilidad térmica, como se observa a través del valor de T₅₀.

Análisis térmico de ácidos húmicos del sitio cultivado con Soja

El evento de fuego produjo diversos cambios en los termogramas de ambos AH (fig. 4.15).

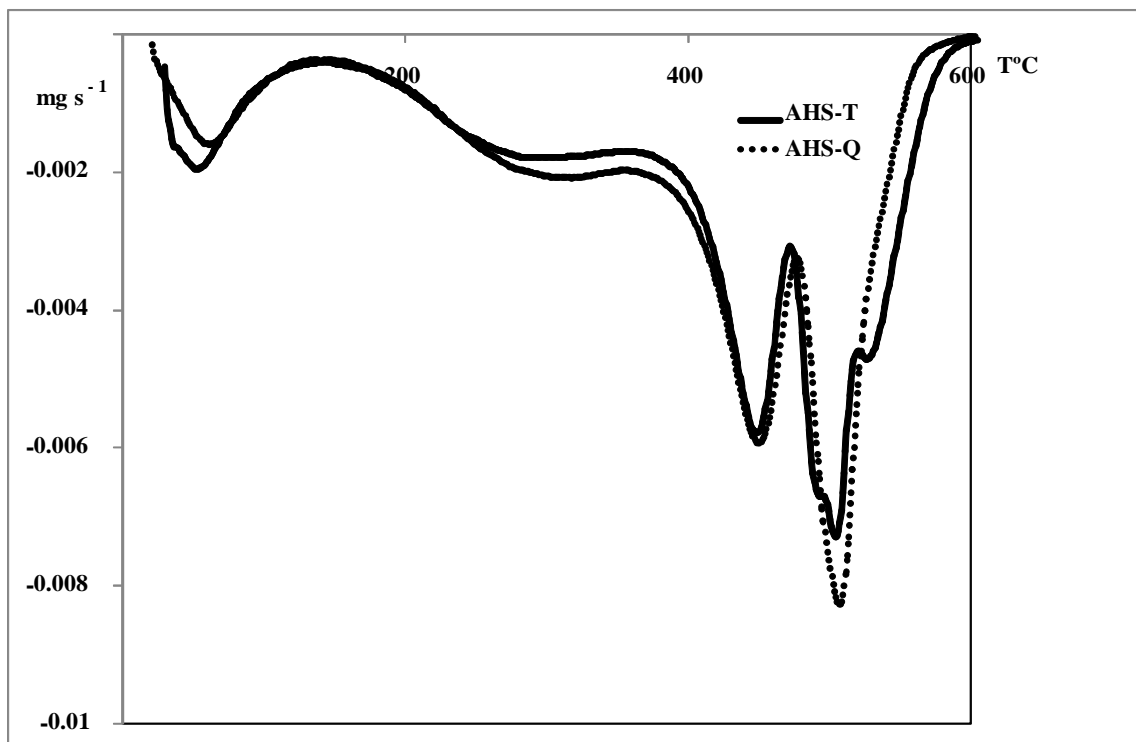


Fig. 4.15 Curvas de análisis térmicos DTG: pérdidas de masa de las diferentes fracciones constitutivas de los ácidos húmicos extraídos del suelo agrícola con barbecho de soja testigo (AHS-T) y del suelo afectado por incendios (AHMS-Q) en función de la temperatura

En las curvas correspondientes a los AHS-Q se observa un hombro que corresponde a la pérdida de una fracción lábil con un máximo a 300°C que puede ser asignada a la deshidratación y reacciones de combustión de compuestos volátiles que ocurren a bajas temperaturas, probablemente debido al evento de fuego que produjo diversos compuestos orgánicos lábiles; este hombro es menos importante en los AHS-T.

En la fig. 4.16 (DTA), se comparan los AH de ambas situaciones (AHS-T y AHS-Q) y se observa que la baja energía liberada en estas reacciones ($T \sim 300^\circ\text{C}$) no muestra un cambio importante.

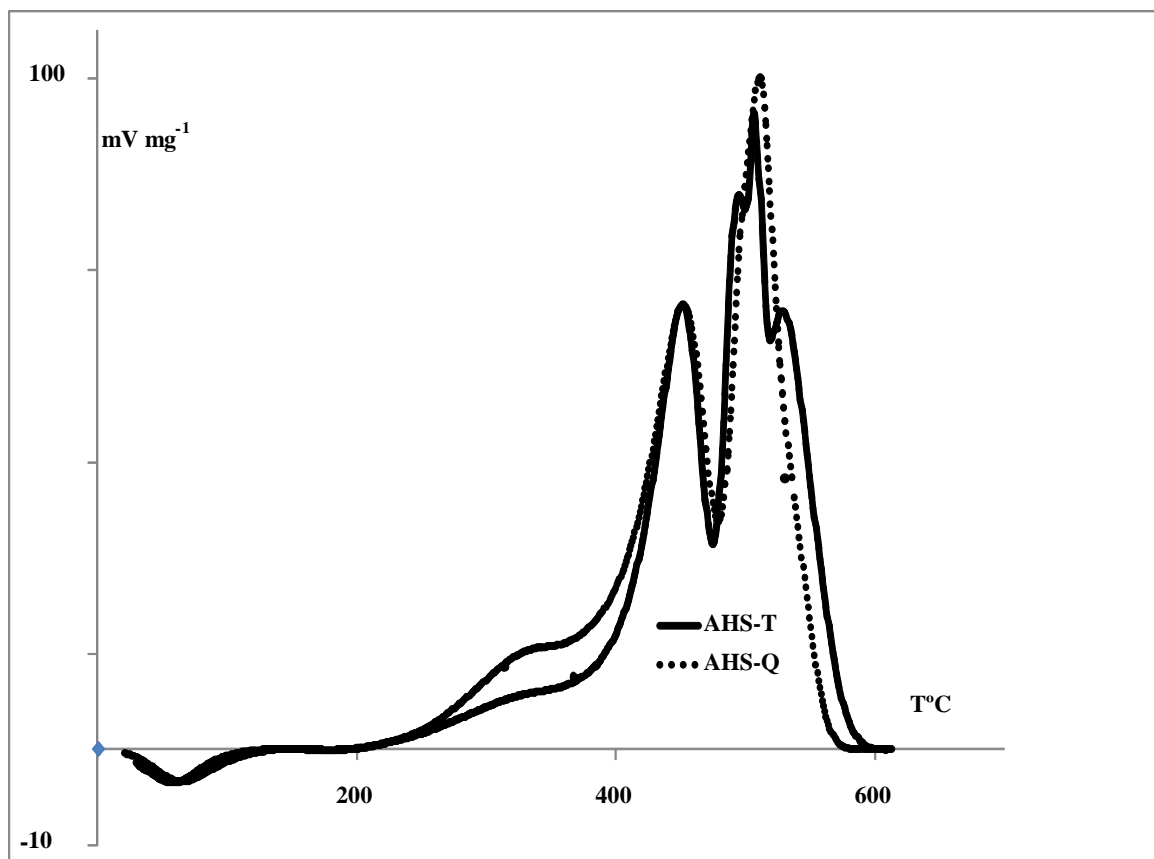


Fig. 4.16 Curva de análisis térmico DTA: energía correspondiente a los rangos de temperatura de las reacciones endotérmicas y exotérmicas de los ácidos húmicos de los AH extraídos del suelo agrícola con barbecho de soja testigo (AHS-T) y del suelo afectado por incendios (AHS-Q) respecto a la temperatura.

En los termogramas (DTG y DTA) correspondiente a los AHS-T (fig. 4.15 y 4.16) se observan tres picos solapados en el rango de temperatura de 450°– 600°C, en los AHS-Q se observa solo un pico, lo que indica una modificación de la estructura. La pérdida de masa en los AHS-T es ligeramente mayor (~ 35%) que en los AHS-Q (~ 30%), indicando diferencias en las subunidades recalcitrantes de ambos AH.

El valor de la relación R_1 para ambos ácidos húmicos (AHS-T: 1,22 y AHS-Q: 0,86) es indicativo de la ruptura de algunas estructuras aromáticas, lo que está de acuerdo con la relación E4/E6 (Tabla 4.1) proponiendo que después del evento de fuego la aromaticidad decrece por desagregación en la estructura.

La temperatura a la cual la mitad de la masa analizada es perdida (T_{50}) en los AHS-Q (440°C) es 10°C menor que en los AHS-T (450°C) lo que indica un ligero decrecimiento en la estabilidad térmica de la fracción más lábil, y está de acuerdo con las energías involucradas en este rango de temperatura (Rovira *et al.*, 2008). La energía liberada en ambas reacciones exotérmicas, ~ 9% menor para la fracción más lábil y ~ 8% mayor para la fracción más estable, en los AHS-Q con respecto a los AHS-T indica que el efecto del fuego fue de baja intensidad de manera similar a otras características analizadas (Francioso *et al.*, 2007; Rovira *et al.*, 2008; Plante *et al.*, 2009; Duguy and Rovira, 2010).

Aspectos relevantes

En AHM-Q y AHP-Q, se observaron efectos diferentes a los encontrados en los sitios agrícolas.

En AHP-Q se observan importantes modificaciones en la carga superficial desarrollada, menor por debajo de pH 6 y mayor a valores mayores (pH 6 -11), indicando variaciones en la estructura por desagregación de las macromoléculas. Los análisis espectroscópicos indican disminución de la aromaticidad. El perfil de la curva (d-Q/dpH) indica una importante modificación en la calidad y cantidad de sitios ácidos, particularmente en el rango de pH 4-7,5. Los valores de pK_{ap} cambiaron, ya que se produjo una pérdida del pico correspondiente al rango de pH 5-6, lo que indica la desaparición de estos grupos ácidos, por lo tanto, el aporte a la capacidad reguladora del pH del suelo es prácticamente nulo. La temperatura alcanzada en el evento de fuego provocó cambios estructurales que indican una disminución en la agregación y un incremento en el contenido de fracciones alifáticas. En

función de las energías involucradas en las reacciones exotérmicas, a temperaturas superiores a 400°C la estabilidad térmica de la fracción más aromática es mayor. En los AHP-Q el fuego provocó importantes modificaciones en sus características acido-base, estructurales y térmicas, en mayor magnitud que en el sitio con bosque nativo.

En AHM-Q se observó menor desarrollo de cargas superficiales, por lo tanto, menor contribución a los sitios de intercambio en la matriz del suelo. La estructura macromolecular analizada (espectroscopia) mostró un incremento en su carácter aromático. Los valores de los pK_{ap} después del incendio son algo mayores (menos ácidos), lo que provoca menor disociación a valores de pH de campo y por lo tanto menor desarrollo de cargas superficiales. La altura de los picos (en la curva d-Q/dpH) en el rango de pH 5-7 es considerablemente menor, por lo tanto, la contribución a la capacidad reguladora del pH de suelo disminuyó por efecto del fuego debido a la modificación de la cantidad y calidad de grupos ácidos. La temperatura alcanzada en el evento de fuego provocó cambios estructurales que indican mayor contenido en fracciones aromáticas, aunque también se observa disminución en la estabilidad térmica de las fracciones más lábiles, lo cual podría modificar la estabilidad biológica. En los AHM-Q el fuego provocó importantes modificaciones en sus características acido-base, estructurales y térmicas, lo que afecta a las propiedades edáficas.

Los sitios con cultivos agrícolas, AHMz y AHS tuvieron comportamientos distintos.

En AHS-Q se observó un ligero incremento en el desarrollo de cargas superficiales, de forma similar se presentó su carácter alifático y un decrecimiento en su aromaticidad, lo que indicaba desagregación del macro-ion. Los valores de los pK_{ap} promedio no fueron modificados de manera determinante por el fuego, por lo tanto, el aporte a la capacidad reguladora del suelo no fue sustancialmente alterada. La temperatura alcanzada por el evento de fuego en este sitio, provocó la ruptura de estructuras condensadas, indicando el incremento en su carácter alifático. En los AHS-Q el evento del fuego no modificó sustancialmente sus propiedades acido-base ni su estabilidad térmica.

En los AH extraídos del sitio cultivado con maíz después del incendio (AHMz-Q) los cambios difieren según el rango de pH analizado. A valores de pH de campo (alrededor de pH 6-7, en este caso) la cantidad y calidad de cada grupo ácido disociado fue diferente, indicando una modificación en las propiedades acido-base de la fracción húmica. La

agregación se incrementó después del evento, lo cual provoca modificaciones en el comportamiento coloidal. La temperatura del incendio provocó mayor disociación de grupos ácidos y por lo tanto mayor desarrollo de cargas superficiales a valores de pH de campo (6-7). La altura de los picos (en la curva d-Q/dpH) correspondiente a los grupos ácidos de pK_a (5-7) indica que la contribución a la capacidad reguladora del pH del suelo después del incendio es menor. La temperatura alcanzada en el incendio en este sitio provocó un aumento en su estabilidad térmica, al desarrollarse cambios estructurales, mayor contenido de moléculas recalcitrantes y la presencia de complejos órgano-minerales. En los AHMz el fuego modificó las características ácido-base, estructurales y térmicas, en mayor grado que en los AHS.

Conclusiones

Las modificaciones observadas en los AH analizados después de los incendios en cada uno de los sitios estudiados dependen de las características de cada evento y la cantidad y calidad del material vegetal presente (combustible).

Los cambios en las propiedades analizadas de los AH extraídos de suelos de bosque (monte y pinar) son mayores que los observados en los AH extraídos de suelos bajo cultivos agrícolas (soja y maíz), a través de lo que puede inferirse que fue determinante la severidad e intensidad de los incendios en los sitios con especies leñosas.

Las propiedades químicas, espectroscópicas y análisis elemental, indican alteraciones en la estructura y agregación de las macromoléculas debido a las condiciones en que se desarrollaron los eventos en cada sitio. Asimismo, teniendo en cuenta las propiedades físico-químicas, los AH extraídos de pinar (AHP-Q) presentaron mayores alteraciones que los del sitio con monte (AHM-Q). Una tendencia similar mostraron los análisis térmicos.

Los eventos de fuego provocan cambios en la macromolécula de los AH; es por ello que los efectos directos e indirectos de los incendios impactan sobre su estabilidad estructural, los sitios de intercambio de la matriz del suelo, su capacidad reguladora del pH y estabilidad biológica. Es por ello, que es de vital relevancia, en zonas de clima semiárido, el análisis que determina la comprensión y dinámica de la vulnerabilidad de estos sistemas perturbados.

El presente capítulo dio origen a la siguiente publicación:

- *Soils in Córdoba (Argentina) affected by fires*

Andrea Rubenacker and Silvia Ceppi

ISBN 978-620-2-14525-1. Editorial Académica Española, Mauritius. Agosto 2018

Bibliografía

- Alexis M. A., Rumpel, C., Knicker, H., Leifeld J., Rasse D., Péchot N. and Mariotti A. 2010. Thermal alteration of organic matter during a shrubland fire: a field study. *Organic Geochemistry*, 41(7), 690-697.
- Almendros G., Gonzalez-Vila F. J. and Martin, F. 1990. Fire-induced transformation of soil organic matter from an oak forest: an experimental approach to the effects of fire on humic substances. *Soil Science* 149:158-168
- Almendros G., González-Vila F. J., Martin F., Fründ R. and Lüdemann H. D. 1992. Solid state NMR studies of fire-induced changes in the structure of humic substances. *Science of the Total Environment*, 117, 63-74.
- Almendros G., Guadalix, M. E., Gonzalez-Vila F. J. and Martin F. 1998. Distribution of structural units in humic substances as revealed by multi-step selective degradations and ¹³C-NMR of successive residues. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(6), 755-765.
- Almedros G., Knicker H. and Gonzalez-Vila F. J. 2003. Rearrangement of carbon and nitrogen form in peat after progressive thermal oxidation as determined by solid-state ¹³C and ¹⁵N-NMR spectroscopy. *Organic Geochemistry* 34:1559-1568.
- Campitelli P. A., Velasco M. I. and Ceppi S. B. 2006. Chemical and physicochemical characteristics of humic acids extracted from compost, soil and amended soil. *Talanta*, 69:1234–1239.
- Campitelli P., Velasco M., Ceppi S. 2003. Charge development and acid-base characteristics of soil and compost humic acids. *Journal of Chilean Chemistry Society* 48:91-96.
- Campitelli P. and Ceppi, S. 2008. Effects of composting technologies on the chemical and physicochemical properties of humic acids. *Geoderma*, 144:325–333.
- Certini G. 2005. Effects of fire on properties of forest soil: a review. *Oecologia* 143: 1-10.
- Chen Y., Senesi N., Schnitzer M. 1978. Chemical and physical characteristics of humic and fulvic acids extracted from soils of the Mediterranean region. *Geoderma* 20, 87–104.
- De la Rosa J. M., González-Pérez J. A., González-Vázquez R., Knicker H., López-Capel E., Manning D. A. C. and González-Vila F. J. 2008 a. Use of pyrolysis/GC–MS combined with thermal analysis to monitor C and N changes in soil organic matter from a Mediterranean fire affected forest. *Catena*, 74(3), 296-303.
- De la Rosa J. M., Knicker H., López-Capel E., Manning D. A. C., González-Pérez J. A., and González-Vila F. J. 2008b. Direct detection of black carbon in soils by Py-GC/MS, carbon-13 NMR spectroscopy and thermogravimetric techniques. *Soil Science Society of America Journal*, 72(1), 258-267.
- De la Rosa J.M., González-Pérez J. A., González-Vila F. J., Knicker H. 2013. Medium term effects of fire induced soil organic matter alterations on Andosols under Canarian pine (*Pinus canariensis*). *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Vol. 104, pp 260-279.
- De la Rosa J.M., Knicker, H., González-Pérez J.A., González-Vila F.J., Jiménez-Morillo N.T. y Almendros, G. 2014. Revisión de las investigaciones a nivel molecular sobre el

- impacto del fuego en la materia orgánica del suelo: progresos en el siglo XXI. Cuadernos de investigación geográfica/ Geographical Research Letters N° 40(2): 387-402. España.
- Dell'Abate M. T., Benedetti A., Trinchera A. and Dazzi C. 2002. Humic substances along the profile of two Typic Haploxerert. *Geoderma*, 107(3-4), 281-296.
- De Wit J. C., van Riemsdijk W. H. and Koopal L. K. 1993a. Proton binding to humic substances. 1. Electrostatic effects. *Environmental science & technology*, 27(10), 2005-2014.
- De Wit J.C., van Riemsdijk W.H. and Koopal L.K. 1993b. Proton binding to humic substances. 2. Chemical heterogeneity and adsorption models. *Environmental Science and Technology* 27, 2015–2022.
- Duguy, B. and Rovira, P. 2010 Differential thermogravimetry and differential scanning calorimetry of soil organic matter in mineral horizons: Effect of wildfire and land use. *Organic Geochemistry* 41: 742-752.
- Fernández J. M., Plaza C., Polo A. and Plante A. F. 2012. Use of thermal analysis techniques (TG–DSC) for the characterization of diverse organic municipal waste streams to predict biological stability prior to land application. *Waste management*, 32(1), 158-164.
- Francioso O., Ferrari E., Saladini M., Montecchio D., Gioacchini P., Ciavata C. 2007 TG-DTA, DRIFT and NMR characterization of humic-like fraction from olive waste and amended soil *Journal of Hazardous Materials* 149:408-417.
- González-Vila F. J. and Almendros, G. 2003 Thermal transformation of soil organic matter by natural fires and laboratory-controlled heating. In: Ikan, R. (Ed.) *Natural and laboratory-simulated thermal geochemical processes*. Springer Netherlands, pp.153-200.
- González-Pérez J. A., González-Vila F. J., Almendros G. and Knicker H. 2004. The effect of fire on soil organic matter: a review. *Environmental International* 30:855-870.
- Hayes M. H. and Malcolm R. L. 2001. Considerations of compositions and of aspects of the structures of humic substances. *Humic substances and chemical contaminants, (humic substances a*, 3-39.
- Hillel D. 2007. *Soil in the environment: crucible of terrestrial life*, Oxford. Elsevier.
- Jiménez-González M. A., De La Rosa J. M., Jiménez-Morillo N. T., Almendros G., González-Pérez J. A., Knicker H. 2016. Post-fire recovery of soil organic matter in a Cambisol from typical Mediterranean forest in Southwestern Spain. *Science of total Environment*. 572:1414-1421.
- Kaise K. and Guggenberger G. 2003. Mineral surface and soil organic matter. *European Journal of Soil Science* 54:219-236.
- Katsumi, N., Koyo Y. and Masaroni O. 2016. Effects of heating on composition, degree of darkness and stacking nanostructure of soil humic acids. *Science of Total Environment* 541: 23-32.
- Kleber M., Sollins P. and Sutton R. 2007. A conceptual model of organo-mineral interaction in soil: self-assembly of organic molecular fragment into zonal structure on mineral surface. *Biogeochemistry* 85:9-24.

- Kleber M., and Johnson M. G. 2010. Advances in understanding the molecular structure of soil organic matter: implications for interactions in the environment. In *Advances in agronomy* (Vol. 106, pp. 77-142). Academic Press.
- Knicker H., González-Vila F. J., Polvillo O., González J. A. and Almendros G. 2005. Fire induced transformation of C and N forms in different organic soil fractions from a Dystric Cambisol under Mediterranean pine forest (*Pinus pinaster*). *Soil Biology and Biochemistry*. 37: 701-718.
- Knicker, H. 2007. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, 85(1), 91-118.
- Kononova M. M. 1982. *Materia orgánica del suelo: su naturaleza, propiedades y métodos de investigación* (No. Sirsi) i9788428104968 S592. 8). Barcelona, España.
- Koopal L., Saito T., Pinheiro K. and van Riemsdijk W. 2005 Ion binding to natural organic matter: General considerations and the NICA-Donnan model. *Colloids and Surface A: Physicochemical Engineering Aspects* 265: 40-54.
- Leifeld J. 2007. Thermal stability of black carbon characterised by oxidative differential scanning calorimetry. *Organic Geochemistry*, 38(1), 112-127.
- Lopez-Capel E., Sohi, S. P., Gaunt J. L. Manning D. A. C. 2005. Use of thermogravimetry-differential scanning calorimetry to characterize modelable soil organic matter fractions. *Soil Science of Society American Journal* 69:136-140.
- Machesky M. 1993. Calorimetric acid-base titrations of aquatic and peat derived fulvic and humic acids. *Environmental Science and Technology* 27: 1182-1198.
- Merino A., Ferreira A., Salgado J., Fontúrbel M. T., Barros N., Fernández, C. and Vega J. A. 2014. Use of thermal analysis and solid-state ¹³C CP-MAS NMR spectroscopy to diagnose organic matter quality in relation to burn severity in Atlantic soils. *Geoderma*, 226, 376-386.
- Nederlof M. M., van Riemsdijk W. H. and Koopal L. K. 1994. Heterogeneity analysis for binding data using adapted smoothing spline techniques. *Environmental Science and Technology* 28: 1037-1047.
- Pertusatti J. and Prado A.G.S. 2007. Buffer capacity of humic acid: thermodynamic approach. *Journal of Colloid Interface Science* 314, 484-489.
- Plante A. F., Fernandez J. M., Leifeld J. 2009. Application of thermal analysis in soil science. *Geoderma* 153:1-10
- Serbin G., Daughtry C. S., Hunt Jr E. R., Reeves III J. B. and Brown D. J. 2009. Effects of soil composition and mineralogy on remote sensing of crop residue cover. *Remote Sensing of Environment*, 113(1), 224-238.
- Rovira P., Kurz-Besson C., Couteaux M. M. and Vallejo R. 2008. Changes in letter properties during decomposition: A study by differential thermogravimetry and scanning calorimetry. *Soil Biology and Biochemistry*. 40:172-185
- Rubenacker A., Campitelli P., Velasco M. and Ceppi S. 2011. Fire Impact on Several Chemical and Physicochemical Parameters in a Forest Soil Chapter 5 In: *Soil Health and*

Land Use Management (ISBN 978-953-307-614-0) Edited by. María C. Hernandez-Soriano Department of Soil Science, North Carolina State University, USA. Publisher: InTech - Open Access January 2012.

- Rubenacker A., Dionisi C., Vettorello C. y Ceppi S. 2016. Efecto de la temperatura del suelo alcanzada en un incendio sobre parámetros edáficos. XVI Reunión Argentina y VIII Latinoamericana de Agrometeorología, Puerto Madryn, Chubut, Argentina.
- Schnitzer M. 2000. A life time perspective on the chemical of soil organic matter. *Advances in Agronomy* 68: 3-58.
- Sellami F., Hachicha S., Chtourou M., EnmaAmmar K. M. 2008. Maturity assessment of composted olive mil wastes using UV spectra and humification parameters. *Bioresource Technology* 99:6900-6907.
- Stevenson I. L. and Schnitzer M. 1982. Transmission Electron Microscopy of Extracted Fulvic and Humic ACIDS1. *Soil Science*, 133(3), 179-185.
- Sutton R. and Sposito G. 2005. Molecular structure in soil humic substances: the new view. *Environmental Science and Technology* 39: 9009-9015.
- Tinoco P., Almendros G., Sanz J., González-Vázquez R., and González-Vila F. J. 2006. Molecular descriptors of the effect of fire on soils under pine forest in two continental Mediterranean soils. *Organic Geochemistry*, 37(12), 1995-2018.
- Tombacz E. 1999. Colloidal properties of humic acids and spontaneous change of their colloidal state under variable solution condition. *Soil Science* 164: 814–824.
- Vergnoux, A., Dupuy, N., Guiliano, M., Vennetier, M. Theraulaz, F. and Doumenq, P. 2009. Fire impact on forest soil evaluated using near-infrared spectroscopy and multivariate calibration. *Talanta* 80: 39-47.
- Vergnoux A., Di Rocco R., Domeizel M., Guiliano M., Doumenq P. and Theraulaz F. 2011a). Effects of fire on water extractable organic matter and humic substances from Mediterranean soil: UV-vis and fluorescence spectroscopy approaches *Geoderma* 160:434-443.
- Vergnoux A., Guiliano M. Di Rocco R., Domizel M., Theraulaz F., Doumenq P. 2011b. Quantitative and mid-infra-red changes of humic substances from burned soils. *Environmental Research* 111: 193-198.
- Yustiawati K. Y., Szawa K., Kuramitz H., Kurasaki M., Saito T., Hosokawa T., Syawai M. S., Wulandari L., Hendri I., Tanaka S. 2015. Effect of peat fire on the characteristics of humic acids extracted from peat soil in central Kalimantan, Indonesia. *Environmental Science and Pollution* 22:2384-2395.
- Zbytniewski R. and Buszewski B. 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost Part 1. Chemical and spectroscopic properties. *Bioresource Technology*. 97:2024-031.

CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES GENERALES

El presente estudio de tesis Doctoral muestra resultados que aportan al conocimiento de los diversos efectos causados por los incendios en suelos seleccionados de la provincia de Córdoba. Si bien hay información referida a incendios en sitios forestales de la provincia de muchos años, incluido el 2020, en este trabajo se analizaron, también, los efectos del fuego en lotes bajo uso agrícola, con el propósito de ampliar el conocimiento sobre ambientes disturbados antrópicamente. Se evaluaron diferentes propiedades edáficas (físicas, químicas y fisicoquímicas), tales como las fracciones de carbono del suelo (CSH, CAH y CAF), W_r , F_{ap} , entre otras, debido a que son determinantes en la producción de cultivos extensivos y de las que se cuenta con menos conocimiento y antecedentes a nivel de suelos de la región.

Las conclusiones obtenidas en cada uno de los capítulos fundamentan la importancia de la presente investigación.

Se comenzó con el análisis de cada uno de los suelos y zonas seleccionadas con el propósito de evaluar cada caso (**Capítulo 1**) detallando los antecedentes referidos al efecto de los incendios en la provincia de Córdoba.

A partir de este análisis, surgió la siguiente hipótesis:

“Los efectos negativos de la severidad de los incendios sobre las propiedades edáficas en suelos con distintos restos vegetales son atenuados por la aplicación de una enmienda orgánica”, originando dos objetivos generales:

El primero “Analizar los cambios causados por el fuego en los principales parámetros edáficos: físicos, químicos, fisicoquímicos y bioquímicos en suelos con distintos restos vegetales de la provincia de Córdoba, afectados por incendios de diferentes severidades.”

Para lograr el primer objetivo, en el **Capítulo 2** se realizó un diagnóstico detallado de cada situación, desarrollando el siguiente objetivo específico:

-Determinar las variaciones de los parámetros de fertilidad física, química y físico-química en los horizontes superficiales de los suelos quemados seleccionados (con distintos restos vegetales) y sus correspondientes testigos (sin quemar).

Los resultados obtenidos en este capítulo permitieron confirmar que:

- Las propiedades químicas, como por ejemplo las fracciones de carbono entre otras, se modificaron en todos los sitios, más allá de no presentar una tendencia definida. En general las mayores modificaciones se dan en los sitios con especies forestales, como lo indican los cambios en pH, Ce, Pext y COT, muy probablemente debido a que en ellos se encontraba una mayor cantidad de material combustible.

- Se produjeron cambios en el tamaño de partícula que fueron determinantes en los sitios con especies leñosas. En el sitio con monte nativo quemado (M-Q) se estima que el fuego alcanzó la temperatura más alta de todos los sitios, dada la calidad y cantidad de combustible presentes en este monte nativo, ya que es el que presentó disminución del COT, acompañado del aumento de Fap y AS, y la presencia de Wr. Esto podría tener como consecuencia, la fusión de los agregados y mayor tamaño de partícula.

-Los sitios bajo uso agrícolas (Mz-Q y S-Q) con manejo de labranza cero (i.e siembra directa), presentaron efectos distintos a los analizados con especies forestales (P-Q y M-Q) como la disminución de la Fap luego del evento de fuego. En dichas muestras, además se puede deducir, que la temperatura del incendio y el tiempo de permanencia del fuego no alcanzaron para generar Wr, ni para modificar de manera relevante el tamaño de partícula.

Después de haber caracterizado el comportamiento de cada situación ante el evento fuego, en el **Capítulo 3**, se desarrolló el segundo objetivo general:

“Evaluar la modificación de los parámetros edáficos, después de la remediación con una enmienda orgánica en dichos suelos afectados por incendios”.

Esto se enmarcó en el cumplimiento de los siguientes objetivos específicos:

- Analizar los cambios en la estabilidad de los agregados en los suelos quemados, sin quemar y enmendados.

-Determinar y cuantificar la repelencia al agua de los suelos quemados, sus correspondientes testigos y suelos enmendados, relacionándolos con los distintos restos vegetales presentes previo al evento del incendio.

-Cuantificar la fracción soluble en solvente no polar (fracción apolar) de los suelos quemados con distintos restos vegetales y sus correspondientes suelos testigos.

Los resultados obtenidos en este capítulo permitieron confirmar que:

-En el período evaluado, no se evidenció que presentaran un patrón general todos los tratamientos en lo que se refiere a parámetros químicos y físicos del suelo, como respuesta a la aplicación de la enmienda.

-El Pext, tanto el sitio agrícola (Mz-Q) como el pinar implantado (P-Q), al finalizar el estudio, se enriquecieron con la aplicación de la enmienda, mientras, que el bosque nativo (M-Q) quedó empobrecido con respecto a la situación inicial (M-T).

-Se produjo un patrón común en el Nt. En todos los sitios analizados, al culminar el estudio se cuantificó un menor contenido de esta variable edáfica, indicando que los procesos de mineralización y lixiviación predominaron en este estudio.

-Se produjeron modificaciones en la proporción de las distintas fracciones de CSH, CAF y CAH en todos los tratamientos. Estas variaciones pueden ser debidas a la dosis utilizada, las características de la enmienda, la metodología de aplicación y el tiempo transcurrido después de la aplicación.

-Con respecto a AS, la aplicación de la enmienda no produjo, en general, una mejora, particularmente en M-Q donde se observó el menor valor entre todas las situaciones estudiadas.

-En ambos sitios leñosos, el valor de W_r , volvió a situación inicial (M-T y P-T), categorizándolos como suelos humectables. El tratamiento en el suelo agrícola, luego del evento de fuego (Mz-Q), alcanza el mismo tiempo de humectación que la situación testigo (Mz-T).

-La remediación natural de Pact-Q logró mejores resultados en relación a AS que la restauración con enmiendas, posiblemente favorecida por la alta correlación con F_{ap} (+0,91), por lo cual la propuesta de remediar, en los tiempos evaluados, es ineficiente. Bajo este análisis, la correlación positiva significativa entre W_r y F_{ap} , indicó su contribución a la AS al presentarse una correlación determinante (+0,95) entre AS- W_r .

-Finalmente, sólo P-Q enm presentó cambios positivos en los parámetros fisiológicos, superando la situación del incendio (P-Q), obteniendo mayores valores en el porcentaje de emergencia y biomasa.

El estudio de ácidos húmicos de los suelos analizados (**Capítulo 4**), completaron el objetivo específico de:

- Extraer, cuantificar y caracterizar las principales fracciones de carbono, sustancias húmicas (SH), ácidos húmicos (AH) y ácidos fúlvicos (AF) en los suelos quemados y testigos, mediante distintas técnicas analíticas.

Los resultados obtenidos en este capítulo permitieron confirmar que:

-Las modificaciones observadas en los AH dependen de las características de cada evento de fuego, de la cantidad y calidad del material vegetal (combustible) presente en cada sitio y las cenizas correspondientes. Las propiedades químicas, espectroscópicas y el análisis elemental, indican alteraciones en la estructura y agregación de las macromoléculas.

-Los cambios en las propiedades de los AH extraídos de suelos forestales después del incendio (M-Q y P-Q) fueron mayores que los observados en los AH extraídos de suelos agrícolas (S-Q y Mz-Q), indicando que fue determinante la severidad e intensidad de los incendios en los sitios con especies leñosas. Asimismo, teniendo en cuenta las propiedades físico-químicas y análisis térmicos de los sitios con pinar (AHP-Q) presentaron mayores alteraciones que los del sitio con monte nativo (AHM-Q).

Quedan así alcanzados los objetivos generales, concluyendo:

“Los efectos directos e indirectos de los incendios sobre el suelo impactan sobre su estabilidad estructural, tamaño de partícula, sitios de intercambio de la matriz del suelo y capacidad reguladora del pH. Además, se provocan cambios en las macromoléculas de los AHs y por ende, en su estabilidad biológica y en la fertilidad física y química”.

Por lo tanto, es de vital relevancia en zonas de clima semiárido, el estudio y análisis que determinen la comprensión y dinámica de la vulnerabilidad de estos sistemas al ser perturbados por eventos de fuego.

FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

La propuesta de intervención (enmendado) en los suelos después del evento de fuego, en función de los resultados obtenidos en este estudio, no alcanzó los resultados esperados, posiblemente debido a la forma de aplicación de la enmienda, la incorporación mecánica, lo que probablemente modificó las condiciones estructurales previas. Por lo tanto, es necesario mayor tiempo de observación para analizar la evolución del complejo suelo-enmienda, con el propósito de determinar el tiempo en alcanzar un nuevo estado de equilibrio y cuanto difiere del proceso de remediación natural.

Se proponen realizar nuevos estudios en los cuales se apliquen diferentes formas de incorporación de enmiendas, diferentes dosis y calidades de enmiendas y mayores tiempos de evolución y evaluación en suelos agrícolas afectados por incendios, haciendo énfasis en las variables edáficas más relevantes derivadas de este trabajo de tesis, como son: W_r , AS y tamaño de partícula; en particular el aporte de Fap en de sitios bajo siembra directa. En los suelos forestales, naturales y/o implantados, se propone realizar seguimiento de la evolución natural de los principales parámetros edáficos, con el propósito de obtener una respuesta adecuada para su recuperación y poder sugerir las líneas de tratamiento apropiadas.

Para llevar a cabo estas líneas de investigación se cuenta, además de los equipos de trabajo de la FCA y otras unidades académicas de la UNC, con el apoyo y cooperación del Grupo de Edafología Ambiental (Department of Agrochemistry and Environment University Miguel Hernández, Elche, Alicante, Spain) con quienes ya se ha interactuado a partir de una pasantía, en la cual se realizaron ensayos de laboratorio que permitieron obtener datos relevantes para la realización de este trabajo.