

# **“Efecto del fuego sobre el contenido de Carbono del suelo y su distribución en fracciones de la MOS en áreas pastoreadas del Chaco Árido”**

*Tesinista: Lara Massei del Papa*

*Director: Dr. Esteban Kowaljow*

*Codirectora: Dra. Natalia Pérez Harguindeguy*

Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (CONICET)

2021

*Palabras claves: Incendios; Materia Orgánica del Suelo; Región Chaqueña; Fracciones.*

# Índice

<b>Índice</b>	<b>1</b>
<b>Resumen</b>	<b>2</b>
<b>Introducción</b>	<b>2</b>
Hipótesis y resultados esperados	6
<b>Materiales y métodos</b>	<b>7</b>
Área de estudio	7
Diseño experimental	8
Análisis de datos	10
<b>Resultados</b>	<b>11</b>
Carbono orgánico total	11
Carbono orgánico en fracciones de la MOS	12
<b>Discusión</b>	<b>15</b>
<b>Conclusión y consideraciones finales</b>	<b>17</b>
<b>Bibliografía</b>	<b>18</b>
<b>Anexo</b>	<b>22</b>

## Resumen

Se ha propuesto que el fuego, al transformar las estructuras químicas de la materia orgánica del suelo (MOS) y modificar sus interacciones con la matriz del mismo, puede generar pérdidas del C total contenido en la MOS, y que estas pérdidas serían más importantes en la materia orgánica particulada (MOP) al representar una fracción menos protegida con respecto a la materia orgánica asociada a minerales (MOAM). Por su parte, las moléculas transformadas por el calor y los residuos de combustión podrían acumularse en la MOAM, aumentando el contenido de C en esa fracción. Nos propusimos como objetivo analizar los efectos del fuego sobre la cantidad de C total de la MOS y sobre sus dos fracciones principales en áreas del Chaco Árido cordobés. Medimos la cantidad de C orgánico total (COT) y el contenido de C en la fracción fina (donde puede encontrarse la MOAM) y gruesa del suelo (donde pueden encontrarse la MOP) en parcelas que habían pasado por un evento de incendio y en áreas adyacentes que no había sido afectadas por el mismo. Al mismo tiempo, considerando la heterogeneidad espacial característica del área de estudio, dentro de cada parcela (quemadas y sin quemar), tomamos muestras de suelo bajo arbustos y en interespacios. Encontramos un aumento en el contenido de C en las parcelas quemadas en comparación a las que no fueron afectadas por el disturbio. El aumento fue consistente en el contenido de C total y el contenido en la MOAM en los interespacios de las parcelas afectadas por incendios ocurridos 1 a 4 años atrás. En parcial contradicción con nuestras hipótesis, tanto el C total como el contenido en la MOAM y en la MOP de los parches bajo arbustos no difirió entre parcelas quemadas y no quemadas. Estos resultados podrían ser evidencia de una redistribución de los recursos luego de este disturbio y de la efectiva incorporación de moléculas transformadas y residuos de combustión a la fracción fina del suelo.

## Introducción

El fuego es un factor que modela el paisaje de la mayoría de los biomas. En el mundo se queman ~570 millones de hectáreas de tierra cada año, afectando los ciclos biogeoquímicos de los que dependen procesos ecológicos y fisiológicos (Knicker 2007; Pellegrini et al. 2020). En el futuro se espera que el aumento de temperatura, las condiciones de sequía y lluvias extremas, entre otros eventos asociados con el Cambio Climático Global, incrementen las áreas afectadas

por el fuego y, para finales de siglo, se proyectan mayores frecuencias de incendios debido a la expansión de la interfase urbano-forestal (Carbone 2017; Pellegrini et al. 2020, Kunst 2011). Tal proyección destaca la importancia de estudios regionales que evalúen el efecto de los incendios que, aunque tengan un impacto más notorio en la flora y la fauna, también afectan al suelo.

La materia orgánica del suelo (MOS) se define como todo material proveniente de organismos y sus productos de transformación, descomposición y resíntesis en el suelo. Sus principales componentes son de origen vegetal y, a través de la interacción con los microorganismos y minerales del suelo, dan lugar a nuevas moléculas orgánicas (Conti 2000, Manlay et al. 2007). La MOS es considerada un sistema bio-órgano-mineral complejo y, como tal, dinámico (Manlay et al. 2007). Es por esta complejidad que para el abordaje de su estudio se propone dividirla en fracciones, las cuales difieren entre sí tanto en su origen como en sus tasas de reciclado (Six et al. 2002, Sokol et al. 2018). Por ejemplo, se considera que la MOS que está asociada a las partículas minerales del suelo (materia orgánica asociada a minerales, MOAM), está compuesta principalmente de productos de origen microbiano y, debido a su agregación con los minerales está más protegida de la mineralización y es más estable en el tiempo (Lehmann et al. 2015). Por otro lado, la MOS que forma parte de partículas de mayor tamaño (materia orgánica particulada, MOP), está dominada por residuos vegetales y derivados de estos, menos protegidos de la actividad microbiana, por lo que sería más fácilmente mineralizada y, por lo tanto, tendría mayor tasa de recambio en el suelo (Six et al. 2002, Castellano et al. 2015, Fulton-Smith et al. 2019).

Se considera que el efecto del fuego en el contenido de la MOS depende de la intensidad y duración del evento. A su vez, la intensidad y duración del fuego dependen de la cantidad, el tipo y la humedad del combustible, de la temperatura y humedad del aire, de la velocidad del viento y de la topografía del lugar, así como también de las características del suelo, como su humedad y textura. De acuerdo con la severidad del fuego, la MOS puede sufrir una leve transformación, quemarse en forma incompleta u oxidarse completamente (Certini 2005). En este sentido se ha observado que fuegos de alta intensidad pueden conducir a la destrucción casi completa de los depósitos de carbono lábiles, microbianos y potencialmente mineralizables tanto en el horizonte orgánico como en el mineral, mientras que fuegos de intensidad moderada no causan cambios significativos respecto a áreas no quemadas (Maslov et al. 2020).

Como resultado de la combustión de biomasa que implica un incendio, a corto plazo se pueden observar procesos que implican tanto pérdida como incremento en la MOS. Por un lado,

durante el evento de incendio, se produce la liberación (y por ende pérdida) de grandes cantidades de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y NO<sub>x</sub> a la atmósfera. Por otro lado, la incorporación de residuos de la combustión de material vegetal que se depositarán en el lugar pueden aumentar el contenido de la MOS (Lützow et al., 2006; Knicker et al. 2011, Jiménez-González et al. 2016). Se ha observado también que el aumento de temperatura que se produce durante el incendio puede generar transformaciones en la estructura química de la MOS y modificar su interacción con la matriz inorgánica del suelo, impactando en la estabilidad y protección de la MOS en el corto y mediano plazo. En este sentido el calor producido en los incendios puede generar nuevas estructuras moleculares con anillos aromáticos condensados, denominadas “biochar”, “black carbon” o “carbono pirogénico”, de alta permanencia en el suelo (Lützow et al. 2006, Pouyat et al. 2020). Se ha propuesto que estas estructuras aromáticas se incorporarían a la fracción de la MO asociada a minerales (MOAM) (Saiz et al. 2012). La formación de compuestos aromáticos con potencial asociación a la MOAM, reduciría las posibles pérdidas de C por mineralización, asociadas a la falta de la cubierta vegetal y el consiguiente incremento de los ciclos de humidificación/secado del suelo, ya que la MOAM está más protegida de la actividad microbiana en general (Conti 2016, Knicker 2007). Sin embargo, la descarboxilación y deshidratación que sufre la MOS, también por efecto del calor, puede generar la dispersión de las moléculas orgánicas del suelo debido a una modificación de sus propiedades coloidales que, en conjunto con el aumento en la alcalinidad como consecuencia del ingreso de cenizas, aumenta la posibilidad de pérdida de C por lixiviación (Certini 2005; González-Pérez et al. 2004; Knicker 2007).

A mediano plazo, la eliminación de la vegetación (biomasa verde y muerta) que ocasiona el fuego aumenta el impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo, incrementando el riesgo de que se produzcan procesos de erosión hídrica, al mismo tiempo que facilita el arrastre eólico de material, generando pérdidas adicionales de MOS y nutrientes por erosión acelerada, lixiviación o desnitrificación (Shakesby 2011; Stoof et al. 2015; Kowaljow et al. 2019). Por otro lado, a nivel ecosistémico, los incendios forestales pueden abrir el dosel temporalmente generando cambios en la composición florística y funcional de las comunidades vegetales, con potenciales consecuencias sobre la cantidad y la calidad de la biomasa muerta que ingresará al suelo en el mediano y largo plazo (Pellegrini et al. 2020).

Las regiones áridas y semiáridas ocupan alrededor del 43% de la superficie del mundo y en ellas habita un tercio de la población mundial (GEF-STAP 2010, Millennium Assessment 2005).

Estos sistemas se caracterizan por poseer una marcada estacionalidad hídrica y prolongados períodos de sequía (Whitford 2002). Como consecuencia de esto, los suelos presentan un desarrollo débil o moderado de los distintos horizontes, bajos contenidos de materia orgánica, baja actividad biológica y son muy propensos a procesos erosivos (Hassan et al. 1997). La heterogeneidad en la distribución de la vegetación constituye una característica típica de las zonas áridas y semiáridas, donde se genera un mosaico de distintos parches (micrositios) de vegetación leñosa (arbustos principalmente) llamados “islas de vegetación” rodeados de sectores descubiertos a los que denominamos “interespacios” (Tongway 2004, Karlin et al. 2013). Estas diferencias pueden generar condiciones microambientales y edáficas también heterogéneas. En general, se ha observado que los suelos de los interespacios poseen menor contenido de materia orgánica, menor disponibilidad de agua asociada a una mayor evaporación (debida a la mayor compactación e insolación), baja concentración de nutrientes en el suelo y menor actividad biológica global (Abril et al. 1993, Carrera et al. 2003, 2005, Kowaljow y Rostagno 2008, Mazzarino et al. 1993, Pariente 2000). Al mismo tiempo, en estos interespacios, el transporte de suelo mediado por el viento y el agua generan una redistribución de los materiales (orgánicos e inorgánicos) acentuando el menor aporte de broza que reciben, en comparación con los micrositios bajo arbustos en los cuales los materiales tienden a acumularse (Throop et al. 2009).

Los sistemas áridos y semiáridos juegan un rol importante en la regulación climática, ya que poseen el 14% del C global en su vegetación, y, lo que es más importante, el 54% del C global del suelo (GEF-STAP 2010, Millennium Assessment 2005, Poulter et al. 2014). El Chaco es el mayor bioma continuo de bosque seco de América del Sur. En Argentina, los bosques subtropicales secos del Chaco han visto reducida su área en un 80%, debido a acelerados cambios en el uso de la tierra (Brown et al. 2005, Hoyos et al. 2013). En el territorio argentino 60 millones de hectáreas están siendo afectadas por distintos procesos y grados de desertificación y degradación de suelos, mayoritariamente producto de acciones antrópicas; las principales causas son el desmonte y uso del fuego para la expansión de la frontera agrícola e inmobiliaria, el sobrepastoreo, labranzas inadecuadas y la falta de rotación de cultivos (Viglizzo et al. 2001).

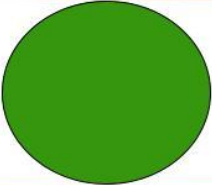

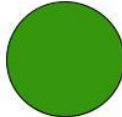
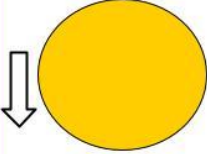
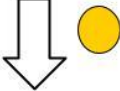
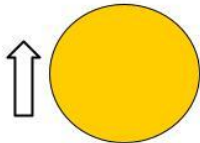
En particular en el Chaco Árido de la Provincia de Córdoba, el aumento de la frecuencia de igniciones en relación a la actividad humana es una de las principales causas de la vasta superficie afectada cada año por este disturbio (Programa Nacional de Estadística Forestal 2011). En el 2020 se estimó un aproximado de 253.000 ha quemadas en el Chaco Serrano de esta provincia en pocos

meses (Albornoz et al. 2020). Estudios previos realizados en el Chaco Árido encontraron evidencias tanto de que, a corto plazo, el C orgánico total en la capa superficial del suelo aumenta debido a los aportes de las cenizas (Raison 1979), como que disminuye luego del incendio, pero recupera los niveles de áreas no incendiadas a largo plazo (González et al. 1999). Por su parte, en una sabana del Chaco Occidental, González et al. (2001) observaron que el contenido de carbono orgánico en el suelo sólo era menor en sitios con alta frecuencia de fuego (anuales). Por otro lado, Abril et al. (2005) observaron que el efecto conjunto del sobrepastoreo y el fuego produjo mayores pérdidas de C que el fuego como único disturbio, siendo estas dos perturbaciones las que desempeñan un papel fundamental en el rápido e intenso proceso de desertificación que afecta a la región Chaqueña.

Como las respuestas del sistema edáfico ante el fuego pueden variar según la condición del sistema y las características del incendio, resulta de interés aprovechar las situaciones de quemas naturales con heterogeneidad espacial como experimentos naturales. En este sentido es que nos propusimos como objetivo analizar los efectos del fuego sobre la cantidad de C de la MOS, y en particular sobre sus dos fracciones principales (fina o asociada a minerales y gruesa o particulada) en áreas del Chaco Árido cordobés.

### Hipótesis y resultados esperados

- **Hipótesis 1:** El fuego, al transformar las estructuras químicas de la MOS, y con esto, modificar sus interacciones con la matriz del suelo, genera pérdida en el C total del suelo contenido en la MOS por lixiviación, volatilización, mineralización y erosión.
- **Resultado esperado 1:** Se espera encontrar menor contenido de C en la MOS de las parcelas ubicadas en áreas en las que hubo fuego, en comparación con aquellas adyacentes no afectadas por el fuego. Se espera que este efecto sea particularmente importante en la fracción de la MO particulada (MOP) que está menos protegida de la acción biológica, física y química (Fig. 1).
- **Hipótesis 2:** Tanto las moléculas transformadas por el calor (compuestos aromáticos) como los residuos de combustión (cenizas), que no se pierden por lixiviación, tienden a acumularse en la fracción de la MO asociada a minerales (MOAM), aumentando su contenido en el suelo luego de un incendio.
- **Resultado esperado 2:** Se espera encontrar mayor contenido de C en la MOAM en las parcelas ubicadas en áreas en las que hubo fuego, en comparación con aquellas adyacentes no afectadas por el fuego (Fig. 1).

	CANTIDAD DE C EN		
	MOS	MOP	MOAM
SIN QUEMAR			
QUEMADO			

**Figura 1.** Gráfico esquemático de predicciones (1 y 2) . Se representa la cantidad esperada de C en la MOS y en las fracciones analizadas en este estudio (MOAM Y MOP) sin quemar (en verde) y quemado (amarillo).

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El Chaco Árido al oeste de la Provincia de Córdoba, Argentina, pertenece a la Provincia Fitogeográfica Chaqueña (Oyarzabal et al. 2018); sus precipitaciones se concentran en verano y varían entre 350 y 500 mm anuales, la temperatura media es de 24°C en el mes más cálido (Enero) y de 10°C en el mes más frío (Julio) con una media anual de 18 °C. La vegetación dominante es el bosque xerófilo abierto, compuesto por *Aspidosperma quebracho-blanco* y *Prosopis flexuosa* como estrato emergente, el estrato arbustivo es generalmente dominado por *Mimozyanthus carinatus*, *Senegalia gilliesii*, *Larrea divaricata* y *Larrea cuneifolia* (Cabido et al. 1992). La mayor parte de los suelos se han desarrollado sobre materiales loésicos y aluvionales, en general son Aridisoles (Gorgas et al. 2002, Mazzarino et al. 1991) de textura Franco Arenosa (con aproximadamente 60% de arena, 30% de limo, 10% de arcilla) (Conti et al. 2016). En gran parte del territorio, el suelo se presenta con baja cobertura vegetal y con un alto grado de erosión superficial. Esta configuración se asocia a un uso histórico ganadero y forestal intenso. La distribución heterogénea de la biomasa en el paisaje ofrece la posibilidad de evaluar los efectos del fuego en diferentes condiciones (áreas con mayor y menor biomasa). Usar estas situaciones como un experimento natural, es importante debido a que se pueden obtener datos de



condiciones que serían muy difíciles de generar en forma experimental (Diamond 1983, HilleRisLambers et al. 2013). Si bien este tipo de experimentos presentan algunas limitaciones, principalmente la variación que puede haber entre los diferentes fuegos, pueden ser utilizados como la base para futuras manipulaciones.

Los incendios en la región del Chaco ocurren, generalmente, al final de la estación seca, favorecidos por condiciones como el aumento de la temperatura, la escasa humedad de la biomasa combustible y los vientos que alcanzan altas velocidades (Bravo et al. 2001). Como en otros lugares del mundo, las fuentes de ignición se relacionan con las actividades humanas en general, ya sea de manera accidental o intencional (quema de basura, incremento de la oferta forrajera de pastos, control de especies leñosas o desmonte). En particular esta región se caracteriza por la actividad ganadera, acompañada de la introducción de gramíneas exóticas de los géneros *Panicum*, *Cenchrus* y *Eragrostis*. Estos géneros pueden traer aparejados profundos cambios en el régimen de fuego a través de sus características de tolerancia al mismo. Por ejemplo, el gran potencial de producción de materia seca, alta inflamabilidad y desplazamiento de la vegetación nativa (Kunst 2011, Jaureguiberry 2012).

### Diseño experimental

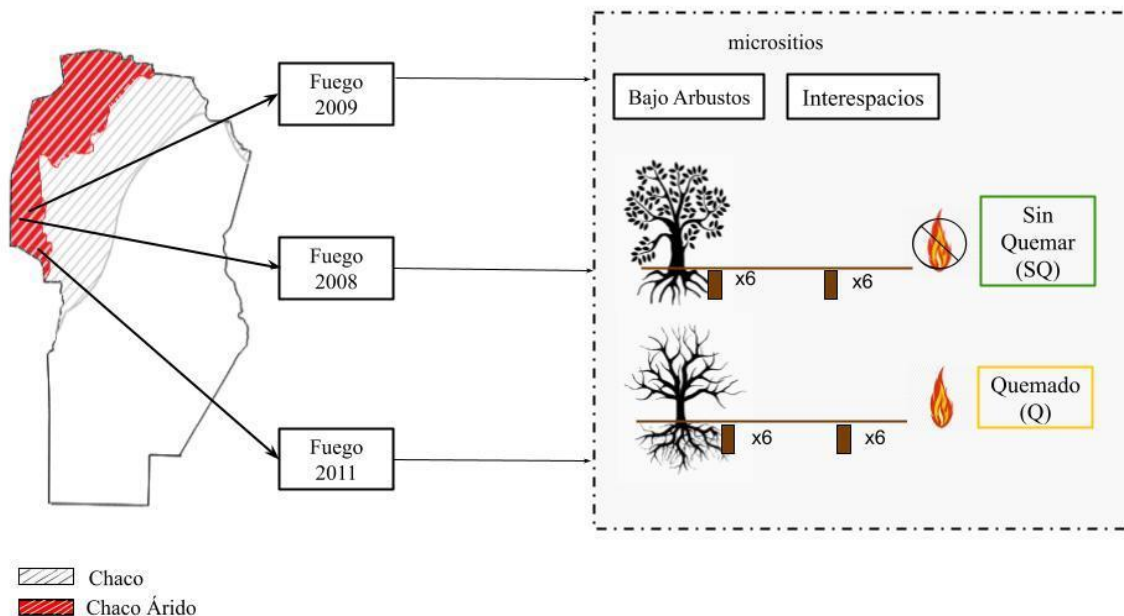
Para evaluar el efecto del fuego sobre la MOS se seleccionaron tres sitios que hayan pasado por un evento de incendio con áreas adyacentes que no hayan sido afectadas por el mismo (Tabla 1). Las áreas fueron identificadas a través de focos de calor MODIS obtenidos de registros de la CONAE de los últimos 15 años, luego fueron visitadas para confirmar visualmente la ocurrencia de un incendio forestal. Utilizando esta misma herramienta (focos de calor MODIS) corroboramos que, entre los años 2005 y 2011, no existió ningún otro evento de fuego además del registrado para los tres sitios. Si bien no contamos con ningún estimador de intensidad de fuego, debido a que la estructura de la vegetación de las áreas adyacentes que no sufrieron el incendio era relativamente similar, que todos los incendios ocurrieron en la misma estación del año (primavera) y que los tres sitios presentan pendientes menores al 2%, inferimos que la intensidad del fuego no varió significativamente entre sitios. Cada par incendio-control se consideró un bloque por haber ocurrido en años diferentes. Dentro de cada área quemada y sin quemar se seleccionaron parcelas circulares de 4 metros de diámetro, 6 bajo arbusto y 6 en interespacios. A su vez se buscó que tengan una distancia mínima de 100 m entre sí (Fig. 2).

La inclusión de parcelas bajo arbustos y otras en interespacios, obedeció a dos razones. En

primer lugar, tal como se describió más arriba, las zonas áridas se caracterizan por una cobertura de vegetación muy heterogénea en la que existen islas de vegetación, asociadas a mayor contenido de MOS y otras casi sin vegetación, típicamente con poca MOS. Consideramos que incluir esta heterogeneidad era importante para la caracterización del efecto del fuego en el sistema. Además, la inclusión de estos dos tipos de micrositios permitió evaluar el efecto del fuego en situaciones con cargas de material vegetal y contenido de MOS diferentes. Se asume que los sitios bajo arbustos habrán sufrido un fuego de mayor intensidad debido a la carga de biomasa vegetal, y a su vez, partirán de un contenido inicial de MOS mayor, mientras que los interespacios tendrán las características opuestas.

**Tabla 1.** Descripción de las áreas incendiadas seleccionadas.

Nombre	Fecha de incendio	Superficie Quemada	Coordenadas	Fecha de Muestreo
Fuego 2008	12 de Octubre del 2008	200 ha	31°37'51.6648" 65°20'31.2936"	12/2012
Fuego 2009	16 de Septiembre del 2009	50 ha	31°38'40.4016" 65°24'03.4668"	12/2012
Fuego 2011	20 de Octubre del 2011	250 ha	31°51'40.8486" 65°14'13.7466"	12/2012



**Figura 2.** Representación esquemática del diseño experimental. Se indica la localización de la región fitogeográfica donde se identificaron los incendios y se representa que, en cada sitio, se seleccionaron áreas

*quemadas y no quemadas, y que en cada una de ellas se tomaron 6 muestras de suelo superficial bajo arbustos y 6 en interespacios.*

### Muestreo y análisis del Carbono orgánico total (COT)

Dentro de cada parcela se obtuvo una muestra compuesta de suelo de 0-5 cm de profundidad con un barreno. El muestreo a campo se realizó en diciembre del año 2012. Luego de su extracción, las muestras de suelo fueron colocadas en una heladera de campo a 4°C y transportadas al laboratorio. En el laboratorio las muestras se secaron al aire y luego fueron tamizadas por un tamiz de 2mm. El contenido de C orgánico del suelo se determinó a partir de una submuestra de cada suelo ya tamizado, mediante la técnica de digestión húmeda de Walkley y Black descrita en Sparks et al. (1996).

### Separación de las fracciones particulada (MOP) y asociada a minerales (MOAM) de la MOS

Para analizar los compartimentos de la MOS, las muestras de suelo tamizado por 2 mm, se separaron por tamaño de partícula en dos fracciones (MOP y MOAM), mediante una adaptación del método de Elliott y Cambardella (1991) descrita por Hang et al. (2007). El fraccionamiento por tamaño se realizó por tamizado en húmedo: 50 g de suelo se agitaron con 100 ml de agua destilada y 20 bolitas de vidrio de 0,5 cm de diámetro durante 16 horas con un agitador lineal a 300 rpm; las suspensiones se tamizaron por malla de 53  $\mu\text{m}$ , arrastrando el material con agua destilada contenida en una piseta para utilizar la presión de la misma. La MOP ( $> 53 \mu\text{m}$ ) se colocó directamente en un frasco de aluminio junto con agua destilada. Por otro lado, a la MOAM ( $< 53 \mu\text{m}$ ) suspendida en agua destilada se le colocó 25 ml de decantador (Cloruro de Calcio 1 M); tras 72 hrs, con ayuda de mangueras, se eliminó el sobrante de agua, se recolectó la materia decantada y se la dispuso en los recipientes de aluminio. Las fracciones se secaron en estufa a 50 °C, luego se pesaron y, por último, se les determinó el contenido de C mediante el método de Walkley y Black descrito anteriormente (Sparks et al. 1996).

### Análisis de datos

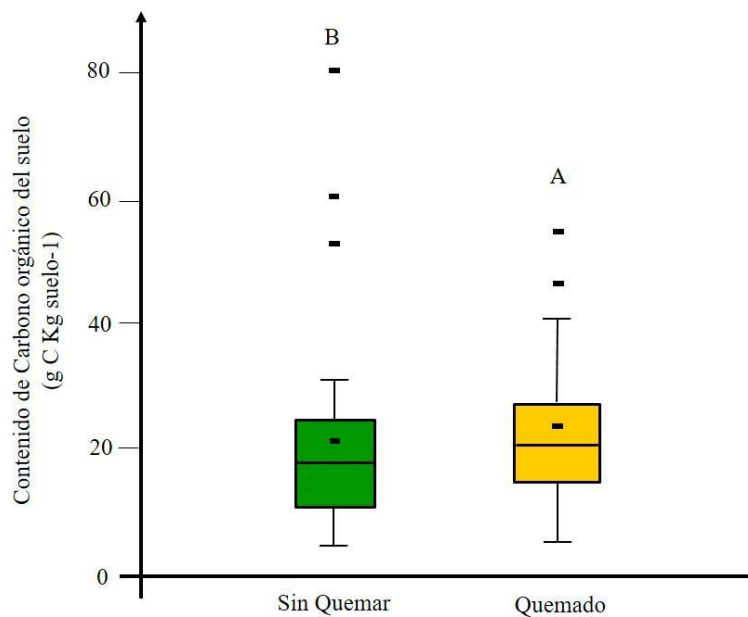
Los datos se analizaron con el programa Infostat. Se realizó un análisis de la varianza en bloques a fines de reducir la variabilidad causada por la diferencia de tiempo transcurrido entre cada incendio y por ser de puntos geográficos distintos (3 bloques, uno por fuego), con dos factores: Estado: Quemado y Sin Quemar y Micrositio: Bajo Arbusto (isla de vegetación) e

Interespacio, para cada variable respuesta, es decir, para el contenido de Carbono orgánico total (COT), de la MOAM y de la MOP. Se analizaron tanto los efectos de los factores como las posibles interacciones, con una confianza de 0,05. Para los datos que no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad en la distribución de sus residuos se realizó una transformación logarítmica en base a 10 de la variable respuesta, verificando el cumplimiento de los mismos. Esta transformación se aplicó a los datos de COT y C de la MOAM.

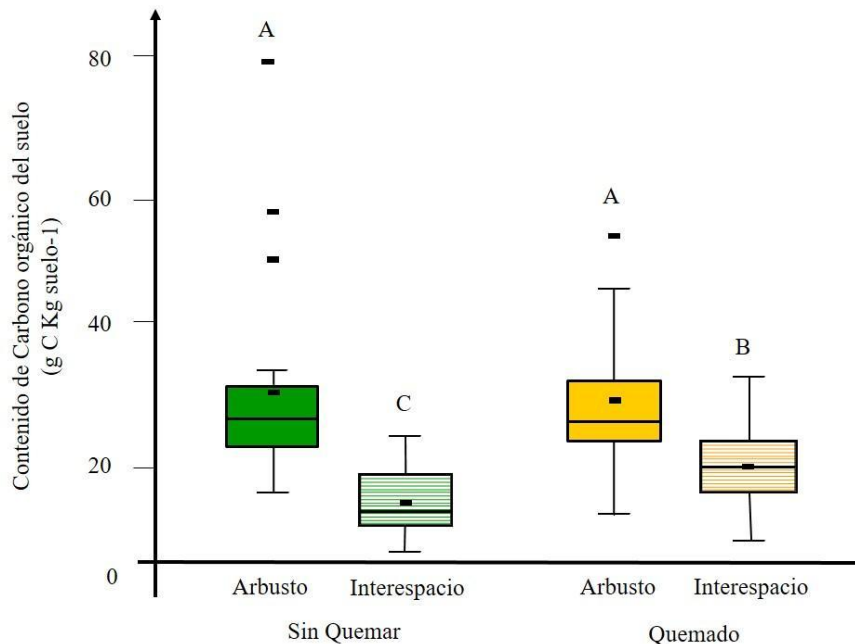
## Resultados

### Carbono orgánico total

En general, el suelo de los sitios afectados por fuego (de ahora en adelante suelo quemado; Q) presentó un mayor contenido de COT respecto al suelo de los sitios no afectados por el fuego (suelo sin quemar; SQ) (Fig.3). Cuando se consideran los micrositios (bajo arbusto e interespacio) el contenido de COT fue mayor bajo arbustos, independientemente de si se quemaron o no, y menor en los interespacios (Fig.4). El fuego produjo un aumento significativo en el contenido de COT del suelo de interespacios, respecto al suelo de interespacios sin quemar; mientras que en suelos quemados y sin quemar bajo arbustos el aumento en el contenido de COT fue mucho menor y no mostró diferencias significativas (Fig.4). Estos cambios implican que el contenido de COT del suelo de interespacios y bajo arbustos en los sistemas incendiados hayan aumentado un 51% y un 9% respectivamente, con respecto a los mismos micrositios en las áreas sin quemar (Fig.7 y Fig. 8). (Para más información sobre la cantidad de C orgánico total de cada fuego en particular ver anexo, tabla 5)



**Figura 3.** Contenido de Carbono Orgánico Total del suelo en parcelas sin quemar y quemadas. Gramos de COT por Kg de suelo sin quemar (verde) y suelo quemado (amarillo). El análisis estadístico de los datos se realizó aplicando el logaritmo en base 10 a la variable respuesta para que cumpla los supuestos del modelo. Diferentes letras indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) según los resultados de una ANOVA en bloques, los guiones son valores outliers.

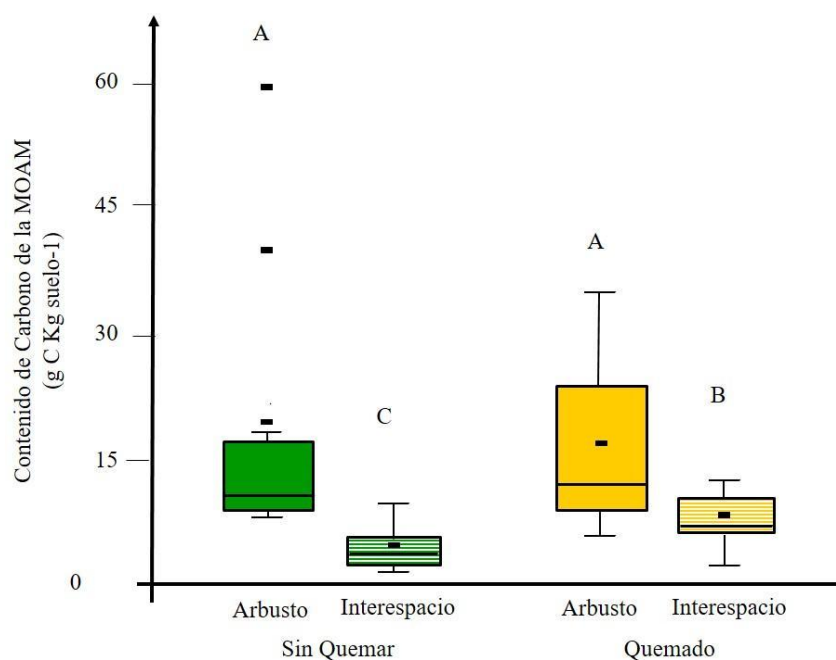


**Figura 4.** Contenido de Carbono Orgánico Total del suelo en distintos micrositios de parcelas sin quemar y quemadas. Gramos de COT por Kg de suelo sin quemar de arbustos (verde) y de interespacios (rayas verdes); suelo quemado de arbustos (amarillo) y de interespacios (rayas amarillas). El análisis estadístico de los datos se realizó aplicando el logaritmo en base 10 a la variable respuesta para que cumpla los supuestos del modelo. Diferentes letras indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) según los resultados de una ANOVA a dos factores en bloques, los guiones son valores outliers.

## Carbono orgánico en fracciones de la MOS

### Materia Orgánica Asociada a Minerales (MOAM)

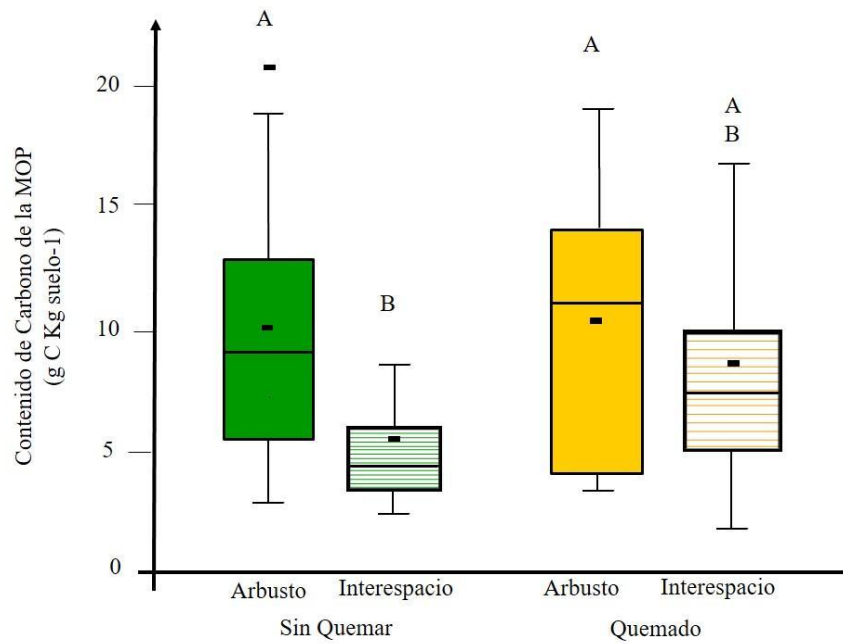
El contenido de C de la MOAM mostró el mismo patrón que el COT (Fig.5). Los suelos bajo arbusto presentan los valores más altos de C en MOAM, y no presentan diferencias entre parcelas quemadas y no quemadas. Por su parte, los suelos de interespacios quemados mostraron 69% más contenido de C en la MOAM que los interespacios sin quemar (Fig.5 y Fig.7).



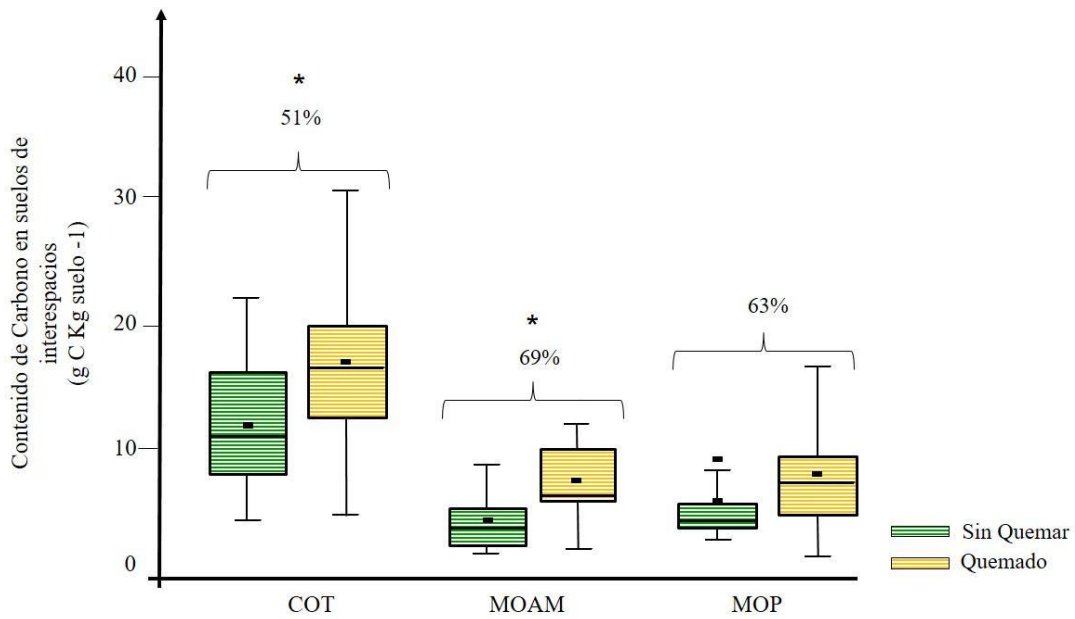
**Figura 5.** Contenido de Carbono de la MOAM en distintos micrositios de parcelas sin quemar y quemadas. Gramos de C por Kg de suelo sin quemar de arbustos (verde) y de interespacios (rayas verdes); suelo quemado de arbustos (amarillo) y de interespacios (rayas amarillas). El análisis estadístico de los datos se realizó aplicando el logaritmo en base 10 a la variable respuesta para que cumpla los supuestos del modelo. Diferentes letras indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) según los resultados de una ANAVA a dos factores en bloques, los guiones son valores outliers.

### Materia Orgánica Particulada (MOP)

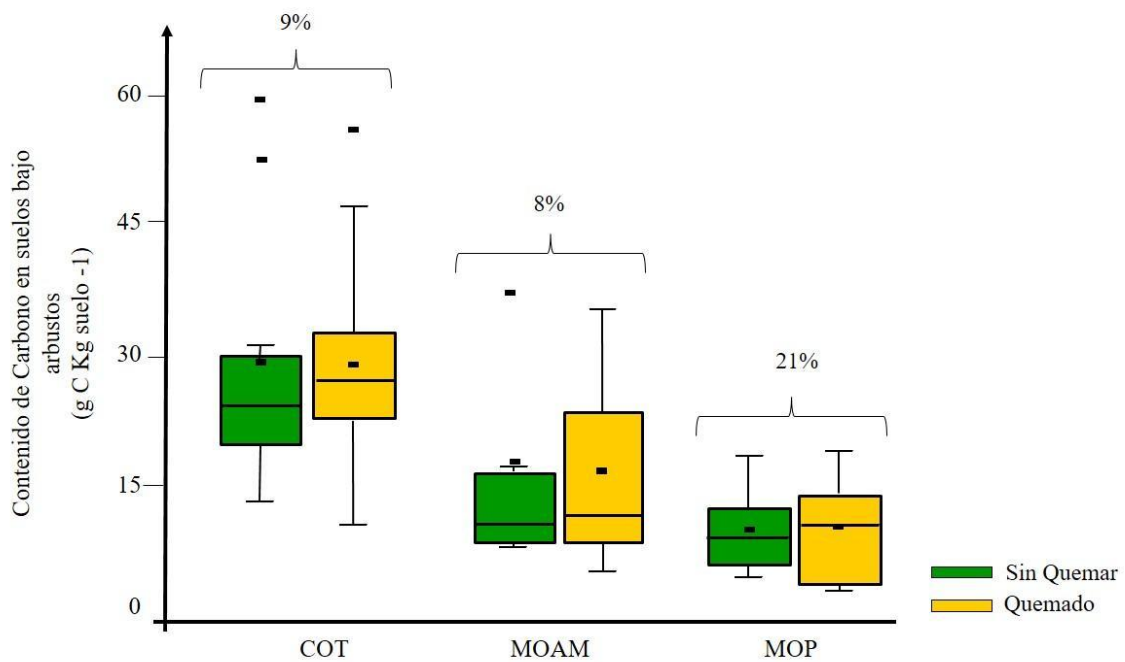
El contenido de C en la MOP también presentó un patrón similar al del COT y al del C en la MOAM, aunque el contenido de C del suelo de los interespacios de sitios quemados no mostró diferencias significativas con ninguna de las otras situaciones (Fig.6). En conjunto los suelos quemados de interespacios tienen un 63% más de C en la MOP que los suelos de interespacios sin quemar (Fig.7).



**Figura 6.** Contenido de Carbono de la MOP en distintos micrositios dentro de parcelas sin quemar y quemadas. Gramos de C por Kg de suelo sin quemar de arbustos (verde) y de interespacios (rayas verdes); suelo quemado de arbustos (amarillo) y en interespacios (rayas amarillas). Diferentes letras indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) según los resultados de una ANAVA a dos factores en bloques, los guiones son outliers.



**Figura 7.** Contenido de Carbono orgánico del suelo (COT) y de C en la materia orgánica en las fracciones: asociada a minerales (MOAM) y particulada (MOP) de interespacios (gramos de C por Kg de suelo) de parcelas sin quemar y quemadas. Se esquematiza el porcentaje de cambio, calculado en base a las medianas (ver tabla 2, 3 y 4 en anexo), entre la situación sin quemar (rayas verdes) y quemada (rayas amarillas). Se indica con asterisco (\*) cuando el cambio es estadísticamente significativo, según los resultados de una ANAVA a dos factores en bloques. Los guiones son outliers.



**Figura 8.** Contenido de Carbono orgánico del suelo (COT) y de C en la materia orgánica en las fracciones: asociada a minerales (MOAM) y particulada (MOP) bajo arbustos de parcelas sin quemar y quemadas (gramos de C por Kg de suelo). Se esquematiza el porcentaje de cambio, calculado en base a las medianas (ver tabla 2, 3 y 4 en anexo), entre la situación sin quemar (verde) y quemada (amarillo). Se indica con asterisco (\*) cuando el cambio es estadísticamente significativo, según los resultados de una ANOVA a dos factores en bloques. Los guiones son outliers.

## Discusión

Contrario a la primera hipótesis, nuestros resultados muestran un incremento consistente en el C total de la MOS luego de un incendio (entre 1 y 4 años después) en comparación con áreas adyacentes no afectadas por fuegos recientes. Este patrón se repite tanto para el C en la MOAM como para el C en la MOP, aunque es mucho más marcado en la primera (en parcial acuerdo con nuestra segunda hipótesis). Este incremento de C, principalmente en la MOAM, podría deberse a la deposición de material vegetal carbonizado, ya sea proveniente de la hojarasca que había en el suelo o de las hojas y ramas vivas que se queman (González-Pérez et al. 2004, Rashid 1987, Jiménez-Gonzales et al. 2016), a la incorporación de raíces de la vegetación muerta por el incendio (Abril et al 2005), en combinación con la transformación de materiales orgánicos



lábiles a formas más recalcitrantes o carbono negro que se acumula en el suelo (Lützow et al. 2006, Jiménez- Morillo et al. 2018). En el área de estudio, los trabajos que encontraron un incremento en el C en la MOS luego de un incendio proponen que podría deberse a dos de los mecanismos antes mencionados: a la descomposición de las raíces de la vegetación muerta, considerando la alta relación entre biomasa aérea y subterránea en los bosques secos (Abril et al 2005 para el Chaco Seco, Gonzalez et al. 1999 en el Chaco Occidental), y al aporte de cenizas o materiales que no han sido completamente carbonizados (Albanesi et al. 2009 para la Región Chaqueña).

A pesar de que existen mecanismos que explicarían un aumento en el contenido de C en la MOS como resultado de un incendio, tal como se describió arriba, la disminución del mismo también es un patrón robusto en la bibliografía. Sin embargo, se ha propuesto que esta disminución se daría principalmente cuando los fuegos son frecuentes, en general anuales (Pelegri et al. 2020). Ejemplos de disminución de C en suelo por efecto de fuegos recurrentes se pueden encontrar en pastizales de Sudáfrica (Snyman et al. 2003, Mills et al. 2004), en bosques húmedos (Muqaddas et al. 2015) y templados de Australia (Sawyer et al. 2019), en pastizales del centro de Estados Unidos (Ojima et al. 1994) e incluso en el Chaco Semiárido (González et al. 2001) y Serrano (Carbone 2017, Kowaljow et al. 2018). Es posible que el patrón encontrado en nuestro trabajo se deba a que en el área de estudio los fuegos suelen tener una frecuencia bastante más baja que en otras regiones (Kunst 2011). Además, la baja cobertura vegetal producto de la aridez y del pastoreo (Bonino 2006, Cabido et al. 1992, Torella 2005) puede implicar una baja severidad de los incendios (Kunst 2011). En línea con esta idea y en comparación con otras regiones del Chaco, en el área estudiada la quema para rebrote o desmonte no es una práctica habitual debido a que la caza y la recolección de diferentes productos asociados al monte (madera, miel, plantas medicinales, etc.) sigue siendo una práctica de las personas que habitan el territorio (Torrico y Trillo 2015, Trillo et al. 2010).

En nuestro trabajo, el incremento de C en las parcelas quemadas se debió fundamentalmente al incremento de C en el suelo de los interespacios de las parcelas quemadas (ver Figura 7),

asociado con una disminución de la diferencia entre el contenido de C de éstos en comparación con el de los suelos bajo arbustos. El C de la MOS de los interespacios representó un 45% del contenido en los suelos bajo arbustos en las parcelas no quemadas mientras que en las parcelas quemadas el contenido de C en los interespacios representa un 63%. Estos resultados sugieren que podría existir una redistribución del C resultante de la combustión incompleta del material vegetal, que en lugar de llegar como hojarasca directamente a los sitios bajo arbustos, se transferiría parcialmente a los suelos de los interespacios a través de la erosión eólica e hídrica tras los incendios. Un patrón similar ha sido descrito por Ravi et al. 2009 y Wang et al. 2018 para suelos del desierto de Chihuahua, sistema con una fisonomía muy similar y en el cual también dominan leguminosas de los géneros *Acacia* y *Prosopis*.

Respecto al patrón para las fracciones de la MOS, en concordancia con el encontrado para el C total, las diferencias entre micrositios (bajo arbustos e interespacio) fueron más importantes que entre parcelas quemadas y no quemadas. En parcial contradicción con nuestras hipótesis, el C en la MOAM y en la MOP de los parches bajo arbustos no difirió entre parcelas quemadas y no quemadas, mientras que en los interespacios, en coincidencia con nuestras hipótesis, el C en la MOAM fue mayor en las parcelas quemadas y lo atribuimos a los procesos ya mencionados (si bien la MOP presentó el mismo patrón, las diferencias no fueron significativas). Tal como se mencionó en la introducción, este patrón puede deberse a que las moléculas transformadas por el calor y los residuos de combustión podrían acumularse en la materia orgánica asociada a minerales.

## Conclusión y consideraciones finales

El análisis de la materia orgánica del suelo y sus interacciones con factores ambientales es clave para una clara comprensión del balance de carbono en suelos en particular y en los ecosistemas en general. Esto no sólo es necesario para estudiar la liberación de C a la atmósfera en un contexto de calentamiento climático en marcha, sino también por su potencial aporte en términos de restauración y gestión de territorios. Nuestros resultados para áreas pastoreadas del Chaco Árido muestran un aumento consistente en el contenido de C orgánico total y de la

MOAM en los interespacios de las parcelas afectadas por incendios ocurridos 1 a 4 años atrás, posiblemente resultante de la incorporación a la MOS del C contenido en material vegetal parcialmente combustionado proveniente de las islas de fertilidad, mostrando una redistribución de los recursos luego de este disturbio. Si bien el fuego ha sido propuesto como un factor integrado en la dinámica ecosistémica del Chaco (Kunst 2011), tal como discutimos más arriba, el régimen de fuegos característico de estos sistemas es de lapsos mucho más largos que los típicamente considerados en la escala temporal de sistemas productivos. Además, al tener en cuenta que hay diversos usos del territorio, el manejo del fuego puede generar diferentes conflictos socio-ambientales (Driscoll et al. 2010). Por otro lado, la quema de biomasa contribuye a la liberación de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y metano (CH<sub>4</sub>), y tiene potencial impacto en la regulación climática (Levine, 1994). Entender estas consecuencias en el contexto de las profundas transformaciones en el uso de la tierra que está sufriendo la región es de fundamental importancia para desarrollar estrategias de manejo a nivel regional (Brown et al. 2005, Conti et al. 2014, Gasparri y Le Polain de Waroux 2015, Giorgis et al. 2021). Por lo cual, esperamos que no se interprete, a partir de nuestros resultados, que consideramos al uso del fuego como una estrategia que contribuya a aumentar la retención de C en el suelo.

## Bibliografía

- Abril, A., Acosta, M., Bachmeier, O. y Rollan, A. (1993). *Efecto de la cobertura vegetal sobre la actividad biológica de un suelo del Chaco Árido*. Revista Argentina de Microbiología 25: 15-26
- Abril, A., Barttfeld, P. y Bucher, E. H. (2005). *The effect of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the Dry Chaco forest*. Forest Ecology and Management, 206(1-3), 399-405.
- Albanesi, A. S., Anriquez, A. L., Kunst, C., del Estero, E. E. A. S., y Team, F. P. (2009). *Efectos del fuego en el suelo de la Región Chaqueña Argentina*. 1er Simposio Sudamericano sobre Ecología y Manejo del Fuego, Fire Paradox 2009. Centro Nacional Patagónico CENPAT, Puerto Madryn, Argentina.
- Albornoz, J., Naval Fernandez, C., Argarañaz, J. y Bellis, L. (4 de septiembre del 2020). *Incendios en Córdoba*. Instituto de Altos Estudios Espaciales “Mario Gulich”. Recuperado el 30 de Octubre del 2020 de <https://ig.conae.unc.edu.ar/incendios-en-cordoba/>
- Ansley, R. J., Boutton, T. W., y Skjemstad, J. O. (2006). *Soil organic carbon and black carbon storage and dynamics under different fire regimes in temperate mixed-grass savanna*. Global Biogeochemical Cycles, 20(3).
- Bonino, E. E. (2006). *Changes in carbon pools associated with a land-use gradient in the Dry Chaco, Argentina*. Forest Ecology and Management, 223(1-3), 183–189.
- Brown, A., Martinez Ortiz, U., Acerbi, M. y Corcuera, J. F. (2006). *La situación ambiental Argentina 2005*. Editorial Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Cabido, M., Acosta, A., Carranza, M. L., y Díaz, S. (1992). *La vegetación del Chaco Árido en el W de la provincia de Córdoba, Argentina*. Documents phytosociologiques, 14, 447-456.
- Carbone, L. M. (2017). *Ecología reproductiva de Fabaceae nativas forrajeras en diferentes escenarios post-fuego de las sierras chicas de Córdoba (Argentina)*. IMBIV, FCEfyN-UNC.

- Carrera, A. L., Bertiller, M. B., Sain, C. L. y Mazzarino, M. J., (2003). *Relationship between plant nitrogen conservation strategies and the dynamics of soil nitrogen in the arid Patagonian Monte, Argentina*. Plant and Soil 255, 595–604.
- Castellano, M. J., Mueller, K. E., Olk, D. C., Sawyer, J. E. y Six, J. (2015). *Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept*. Global Change Biology, 21, 3200-3209.
- Certini, G. (2005). *Effects of fire on properties of forest soils: A review*. Oecologia, 143(1), 1-10.
- Chung, H., Grove, J. H. y Six, J. (2008). *Indications for Soil Carbon Saturation in a Temperate Agroecosystem*. Soil Science Society of America Journal, 72, 1132-1139.
- Conti, M. (2000). *Principios de Edafología. Con énfasis en suelos argentinos*. (2.<sup>a</sup> ed.). Editorial Facultad de Agronomía. Fac. de Agronomía.
- Conti, G., Pérez-Harguindeguy, N., Quétier, F., Gorné, L. D., Jaureguiberry, P., Bertone, G. A. y Díaz, S. (2014). *Large changes in carbon storage under different land-use regimes in subtropical seasonally dry forests of southern South America*. Agriculture, ecosystems & environment, 197, 68-76.
- Conti, G., Kowaljow, E., Baptist, F., Rumpel, C., Cuchietti, A., Pérez Harguindeguy, N. y Díaz, S. (2016). *Altered soil carbon dynamics under different land-use regimes in subtropical seasonally-dry forests of central Argentina*. Plant and Soil, 403, 375-387.
- Cotrufo, M. F., Soong, J. L., Horton, A. J., Campbell, E. E., Haddix, M. L., Wall, D. H., y Parton, W. J. (2015). *Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss*. Nature Geoscience, 8(10), 776-779.
- Diamond, J. M. (1983). *Ecology: Laboratory, field and natural experiments*. Nature, 304(5927), 586-587.
- Driscoll, D. A., Lindenmayer, D. B., Bennett, A. F., Bode, M., Bradstock, R. A., Cary, G. J., ... y York, A. (2010). *Resolving conflicts in fire management using decision theory: asset-protection versus biodiversity conservation*. Conservation Letters, 3(4), 215-223.
- Elliott, E. T., y Cambardella, C. A. (1991). *Physical separation of soil organic matter*. Agriculture, Ecosystems & Environment, 34, 407-419.
- Fernández, I., Cabaneiro, A., y Carballas, T. (1997). *Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating*. Soil biology and Biochemistry, 29(1), 1-11.
- Fulton-Smith, S. y Cotrufo, M. F. (2019). *Pathways of soil organic matter formation from above and belowground inputs in a Sorghum bicolor bioenergy crop*. GCB Bioenergy, 11(8), 971-987.
- Gasparri, N. I., y de Waroux, Y. L. P. (2015). *The coupling of South American soybean and cattle production frontiers: new challenges for conservation policy and land change science*. Conservation Letters, 8(4), 290-298.
- GEF-STAP (2010). *Report of the Scientific and Technical Advisory Panel to the Fourth GEF Assembly*.
- Giorgis, M. A., Zeballos, S. R., Carbone, L., Zimmermann, H., von Wehrden, H., Aguilar, R., ... y Jaureguiberry, P. (2021). *A review of fire effects across South American ecosystems: the role of climate and time since fire*. Fire Ecology, 17(1), 1-20.
- González, C., Abril, A., y Acosta, M. (1999). *Efecto del fuego sobre la fertilidad edáfica y las comunidades microbianas en el Chaco occidental argentino*. Ecología Austral, 9(01y02), 003-010.
- Gonzalez, C. C., Studdert, G. A., Kunst, C. y Albanesi, A. (2001). *Comportamiento de algunas propiedades del suelo en una sábana del Chaco Semiárido Occidental bajo distintas frecuencias de fuego*. Ciencia del Suelo, 19, 92-100.
- González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G. y Knicker, H. (2004). *The effect of fire on soil organic matter—A review*. Environment International, 30, 855-870.
- Gorgas, J. A., y Tassile, J. L. (2002). *Regiones naturales de la Provincia de Córdoba*. Serie C, Publicaciones Técnicas. Agencia Córdoba Ambiente. Córdoba. Ferreyra Editor.
- Hang, S., Nassetta, M. y Canas, A. I (2007). *Changes in the atrazine extractable residues in no tilled mollisols*. Soil and Tillage Research, 96(1), 243-249.
- Hassan, H. M. y Dregne, H. E. (1997). *Natural habitats and ecosystems management in drylands: an overview*. Environment Department, World Bank.

- HilleRisLambers, J., Ettinger, A. K., Ford, K. R., Haak, D. C., Horwith, M., Miner, B. E., ... y Yang, S. (2013). *Accidental experiments: ecological and evolutionary insights and opportunities derived from global change*. *Oikos*, 122(12), 1649-1661.
- Hoyos, L. E., Cingolani, A. M., Zak, M. R., Vaieretti, M. V., Gorla, D. E., y Cabido, M. R. (2013). *Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina*. *Applied Vegetation Science*, 16, 260-271.
- Jiménez-González, M. A., De la Rosa, J. M., Jiménez-Morillo, N. T., Almendros, G., González-Pérez, J. A., y 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.
- Jiménez-Morillo, N. T., Almendros, G., José, M., Jordán, A., Zavala, L. M., Granged, A. J., y González-Pérez, J. A. (2020). *Effect of a wildfire and of post-fire restoration actions in the organic matter structure in soil fractions*. *Science of The Total Environment*, 728, 138715.
- Karlin, M. S. (Ed), Karlin, U. O., Coirini, R. O., Reati, G. J. y Zapata, R. M. (2013). *El chaco árido*.
- Knicker, H. (2007). *How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review*. *Biogeochemistry*, 85(1), 91-118.
- Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B., y von Lützow, M. (2008). *An integrative approach of organic matter stabilization in temperate soils: Linking chemistry, physics, and biology*. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171(1), 5-13.
- Kowaljow E. y C. M. Rostagno (2008) *Efectos de la instalación de un gasoducto sobre algunas propiedades del suelo superficial y la cobertura vegetal en el NE de Chubut*. *Ciencia del Suelo* 26, 51-62
- Kowaljow, E., Morales, M. S., Whitworth-Hulse, J. I., Zeballos, S. R., Giorgis, M. A., Rodríguez Catón, M., y Gurvich, D. E. (2019). *A 55-year-old natural experiment gives evidence of the effects of changes in fire frequency on ecosystem properties in a seasonal subtropical dry forest*. *Land Degradation & Development*, 30(3), 266-277.
- Kunst, C. (2011). *Ecología y uso del fuego en la región chaqueña Argentina*. *Boletín informativo CIDEU*, (10), 81-105.
- Lehmann, J., y Kleber, M. (2015). *The contentious nature of soil organic matter*. *Nature*, 528(7580), 60-68.
- Levine, J. S. (1994). *Biomass burning and the production of greenhouse gases. Climate biosphere interaction: biogenic emissions and environmental effects of climate change*, Citeseerx, 139-159.
- Lützow, M. V., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., y Flessa, H. (2006). *Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions—a review*. *European journal of soil science*, 57(4), 426-445.
- Manlay, R. J., Feller, C. y Swift, M. J. (2007). *Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 119, 217-233.
- Maslov, M. N., Maslova, O. A. y Kopeina, E. I. (2020). *Changes in the Pools of Total and Labile Soil Organic Carbon during Post-Fire Succession in the Khibiny Mountain Tundra Ecosystems*. *Eurasian Soil Science*, 53, 330-338.
- Mazzarino, M. J., Oliva, L., Abril, A. y Acosta, M. (1991). *Factors affecting nitrogen dynamics in a semiarid woodland (Dry Chaco, Argentina)*. *Plant and Soil*, 138, 85-98.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Muqaddas, B., Zhou, X., Lewis, T., Wild, C., y Chen, C. (2015). *Long-term frequent prescribed fire decreases surface soil carbon and nitrogen pools in a wet sclerophyll forest of Southeast Queensland, Australia*. *Science of the Total Environment*, 536, 39-47.
- Ojima, D. S., Schimel, D. S., Parton, W. J., y Owensby, C. E. (1994). *Long-and short-term effects of fire on nitrogen cycling in tallgrass prairie*. *Biogeochemistry*, 24(2), 67-84.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J. R., Oakley, L. J., Biganzoli, F., Tognetti, P. M., Barberis, I. M., ... y León, R. J. C. (2018). *Unidades de vegetación de la Argentina*. *Ecología Austral* 28, 040-063.

- Pariante, S., (2000). *Spatial patterns of soil moisture as affected by shrubs, in different climatic conditions*. Environmental Monitoring and Assessment 73, 237–251.
- Pellegrini, A. F. A., Hobbie, S. E., Reich, P. B., Jumpponen, A., Brookshire, E. N. J., Caprio, A. C., Coetsee, C. y Jackson, R. B. (2020). *Repeated fire shifts carbon and nitrogen cycling by changing plant inputs and soil decomposition across ecosystems*. Ecological Monographs.
- Prescott, C. E. (2010). *Litter decomposition: What controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils?* Biogeochemistry, 101, 133-149.
- Programa Nacional de Estadística Forestal. (2011). Estadística de Incendios Forestales 2010. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación Argentina. Buenos Aires, Argentina. 102p. ISSN 1850-7239.
- Poulter, B., Frank, D., Ciais, P., Myneni, R. B., Andela, N., Bi, J. y Running, S. W. (2014). *Contribution of semi-arid ecosystems to interannual variability of the global carbon cycle*. Nature, 509, 600-603.
- Raison, R. J. (1979). *Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review*. Plant and soil, 51, 73-108.
- Ravi, S., y D’Odorico, P. (2009). *Post-fire resource redistribution and fertility island dynamics in shrub encroached desert grasslands: a modeling approach*. Landscape ecology, 24(3), 325-335.
- Rashid, G. H. (1987). *Effects of fire on soil carbon and nitrogen in a Mediterranean oak forest of Algeria*. Plant and soil, 103(1), 89-93.
- Saiz, G., Bird, M. I., Domingues, T., Schrod, F., Schwarz, M., Feldpausch, T. R. y Diallo, A. (2012). *Variation in soil carbon stocks and their determinants across a precipitation gradient in West Africa*. Global change biology, 18, 1670-1683.
- Sawyer, R., Bradstock, R., Bedward, M., y Morrison, R. J. (2018). *Fire intensity drives post-fire temporal pattern of soil carbon accumulation in Australian fire-prone forests*. Science of the Total Environment, 610, 1113-1124.
- Shakesby, R. A. (2011). *Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: review and future research directions*. Earth-Science Reviews, 10, 71-100.
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A. y Paustian, K. (2002). *Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils*. Plant and soil, 241, 155-176.
- Snyman, H. A. (2003). *Short-term response of rangeland following an unplanned fire in terms of soil characteristics in a semi-arid climate of South Africa*. Journal of arid Environments, 55(1), 160-180.
- Sokol, N. W., Sanderman, J. y Bradford, M. A. (2019). *Pathways of mineral-associated soil organic matter formation: Integrating the role of plant carbon source, chemistry, and point of entry*. Global Change Biology, 25(1), 12-24.
- Sparks, D. L., Page, A. L. y Helmke, P. A. (1996). *Methods of soil analysis. Part 3 Chemical methods*. Soil Science Society of America Inc. (Vol. 14).
- Stoof, C. R., Ferreira, A. J., Mol, W., Van den Berg, J., De Kort, A., Drooger, S. y Ritsema, C. J. (2015). *Soil surface changes increase runoff and erosion risk after a low–moderate severity fire*. Geoderma, 239, 58-67.
- Throop, H. L. y Archer, S. R. (2009). *Resolving the dryland decomposition conundrum: some new perspectives on potential drivers*. Progress in botany (pp. 171-194). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Tongway, D. J., Cortina, J. y Maestre, F. T., (2004). *Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos*. Ecosistemas 13 (1), 2-15. Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET).
- Torrella, S. A., y Adámoli, J. (2005). *Situación ambiental de la ecorregión del Chaco Seco*. La situación ambiental Argentina, 2005, 73-75.
- Torrico Chalabe, J. K. y C. Trillo. (2015). *Management practices, uses and valoration of taxa of Cactaceae in northwestern Córdoba, Argentina*. Bonplandia 24(1), 5-22.
- Trillo, C., Arias Toledo, B., Galetto, L., y Colantonio, S. (2010). *Persistence of the use of medicinal plants in rural communities of the Western Arid Chaco [Córdoba, Argentina]*. The Open Complementary Medicine Journal, 2(1).

- Viglizzo, E. F., Frank, F. C., Carreño, L. V., Jobbagy, E. G., Pereyra, H., Clatt, J., ... y Ricard, M. F. (2011). *Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina*. *Global Change Biology*, 17, 959-973.
- Wang, G., Li, J., Ravi, S., Theiling, B. P., y Sankey, J. B. (2019). *Fire changes the spatial distribution and sources of soil organic carbon in a grassland-shrubland transition zone*. *Plant and Soil*, 435(1), 309-321.
- Whitford, W. (2002). *Decomposition and nutrient cycling*. *Ecology of desert systems*, 235-274.
- Zak, M., Cabido, M., Cáceres, D. y Díaz, S. (2008). *What Drives Accelerated Land Cover Change in Central Argentina?*. Synergistic Consequences of Climatic, Socioeconomic Factors. *Environmental Management*.

## Anexo

*Tabla 2: Medidas de resumen para el Carbono Orgánico Total.*

COT	Media	Mediana	Desvío estándar
Sin Quemar - Bajo Arbusto	29,8	24,5	17
Sin Quemar - Interespacio	11,7	11,1	4,8
Quemado - Bajo Arbusto	28,2	26,8	11
Quemado - Interespacio	16,8	16,8	6,2

*Tabla 3: Medidas de resumen para la Materia Orgánica Particulada.*

MOP	Media	Mediana	Desvío estándar
Sin Quemar - Bajo Arbusto	9,8	9,1	4,1
Sin Quemar - Interespacio	5,8	4,6	3
Quemado - Bajo Arbusto	10,5	11	5
Quemado - Interespacio	8,5	7,5	4,7

*Tabla 4: Medidas de resumen para la Materia Orgánica Asociada a Minerales*

MOAM	Media	Mediana	Desvío estándar
Sin Quemar - Bajo Arbusto	18	10,8	15,6
Sin Quemar - Interespacio	4,4	3,9	2,3
Quemado - Bajo Arbusto	16,7	11,7	10,5
Quemado - Interespacio	7,5	6,6	3,1

Tabla 5: Medidas de resumen para el C orgánico total de cada fuego (sitio).

Fuego	Media	Mediana	Desvío estándar
2008	27,65	22,05	17,02
2009	16,03	12,30	11,12
2011	21,23	22,15	6,83

**Medidas resumen**

Fuego	Estado	Sitio	Variable	n	Media	D.E.	Mín	Máx	Mediana
1	Q	A	PROD_%CT	6	27,55	5,24	22,20	35,70	26,95
1	Q	B	PROD_%CT	6	20,65	6,40	14,20	30,70	18,35
1	SQ	A	PROD_%CT	6	22,82	2,27	19,90	24,70	23,90
1	SQ	B	PROD_%CT	6	13,88	4,99	7,20	22,10	12,80
2	Q	A	PROD_%CT	6	31,13	10,60	16,30	46,10	29,55
2	Q	B	PROD_%CT	6	19,35	2,53	16,90	24,10	18,45
2	SQ	A	PROD_%CT	6	46,20	21,52	26,20	80,00	41,60
2	SQ	B	PROD_%CT	6	13,93	3,88	9,20	18,00	14,25
3	Q	A	PROD_%CT	6	25,88	16,06	10,80	54,60	24,70
3	Q	B	PROD_%CT	6	10,52	3,37	5,00	14,70	10,75
3	SQ	A	PROD_%CT	6	20,38	5,48	13,40	30,00	19,50
3	SQ	B	PROD_%CT	6	7,33	1,72	4,40	8,80	8,10