

## تأثیر سابقه آتش‌سوزی بر برخی خواص فیزیکی و شیمیایی خاک در اکوسیستم جنگلی سردشت

ساناز اشرفی سعیدلو<sup>۱</sup>، میر حسن رسولی صدقیانی<sup>۲\*</sup> و محسن برین<sup>۳</sup>

### چکیده

تأثیر آتش‌سوزی بر خاک‌ها به شدت و مدت آتش‌سوزی بستگی دارد. به منظور بررسی تأثیر آتش‌سوزی و زمان‌های پس از آن بر برخی خواص فیزیکی و شیمیایی خاک، تعداد ۸۰ نمونه خاک (سوخته و غیرسوخته) از دو عمق سطحی (۵-۰ سانتی‌متری) و زیرسطحی (۲۰-۵ سانتی‌متری) با سابقه آتش‌سوزی متفاوت شامل ۲ و ۱۲ ماه پس از آتش‌سوزی بصورت تصادفی برداشت گردیدند. برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در نمونه‌های تهیه شده اندازه‌گیری شدند. نتایج نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار از نظر میزان EC، pH، وزن مخصوص ظاهری و آمونیوم در خاک‌هایی با سابقه آتش‌سوزی متفاوت بود. بطوری‌که مقدار این پارامترها بلافاصله پس از آتش‌سوزی در خاک‌های سوخته در مقایسه با خاک‌های شاهد (غیر سوخته) افزایش نشان داد ولی پس از گذشت ۱۲ ماه به سطوح قبل از آتش‌سوزی رسید. مقدار نیتروژن کل در خاک‌هایی با ۲ و ۱۲ ماه سابقه آتش‌سوزی بترتیب به میزان ۱/۱۸ و ۱/۱۱ برابر نسبت به خاک‌های شاهد افزایش یافت. مقدار کربن آلی در عمق سطحی خاک‌های سوخته با ۲ و ۱۲ ماه سابقه آتش‌سوزی نسبت به خاک‌های شاهد به ترتیب ۳۷/۲۵ و ۲۴/۷ درصد افزایش یافت. هم‌چنین آتش‌سوزی منجر به کاهش معنی‌دار مقدار رس (۲۹/۲۵ درصد) در مناطق سوخته در مقایسه با خاک‌های شاهد شد. بطوری‌که توزیع اندازه ذرات خاک در مناطق شاهد در کلاس‌های بافتی رسی تا لومی و در مناطق سوخته در کلاس‌های بافتی لوم‌رسی تا لوم‌شنی قرار گرفت. بطور کلی آتش‌سوزی منجر به تغییرات محسوسی در خواص خاک شده که احیاء این شرایط به بیش از یک سال زمان نیاز دارد.

**واژه‌های کلیدی:** آتش‌سوزی، خاک جنگل، عمق خاک، نیتروژن

### مقدمه

آتش‌سوزی یک پدیده جهانی است (۸ و ۲۶) که از مؤثرترین فاکتورهای دگرگونی در اکوسیستم‌های خاکی کره زمین بشمار می‌رود (۴۰). آتش‌سوزی‌ها تقریباً "در تمام اکوسیستم‌ها اتفاق می‌افتند. برخی از اکوسیستم‌ها نسبت به آتش‌سوزی شدیداً"

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشگاه ارومیه

۲- دانشیار گروه علوم خاک دانشگاه ارومیه

۳- استادیار گروه علوم خاک دانشگاه ارومیه

\*مسئول مکاتبات، پست الکترونیک: [m.rsadaghiani@urmia.ac.ir](mailto:m.rsadaghiani@urmia.ac.ir)

حساسند، اما در صورت عدم وقوع آتش سوزی‌های بعدی که منجر به بروز آتش سوزی‌های کنترل نشده می‌شود قابلیت بهبود خود را دارند (۳۹). تأثیرات آتش سوزی بر خاک‌ها مستقیماً "به شدت و مدت آتش سوزی بستگی دارد. بسته به شدت آتش، ممکن است تغییراتی که در خصوصیات خاک اتفاق می‌افتد برای کل اکوسیستم مفید و یا زیان‌آور باشند (۴۸). بسیاری از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در اثر آتش سوزی تغییر می‌کنند (۱۴). تأثیرات آتش سوزی بر خاک به دو دسته تقسیم می‌شوند: تأثیرات غیرمستقیم آتش سوزی به تغییرات پوشش گیاهی وابسته است. آتش، تجمع مواد خشک را تنظیم می‌کند که این امر سبب کنترل شدت سوختگی گردیده و بر تراکم و ترکیب پوشش گیاهی جنگل و به دنبال آن بر کیفیت رویشگاه تأثیر می‌گذارد. تأثیرات مستقیم آتش سوزی نیز باعث تغییر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و کاهش میزان نفوذپذیری خاک سطحی می‌شوند (۳۳). گاهی آتش سوزی باعث بروز تغییرات دائمی و غیرقابل برگشت در خاک می‌گردد. آتش سوزی‌های شدید از جمله آتش سوزی-های کنترل نشده اصولاً دارای اثرات منفی بیشتری بر روی مشخصه‌های مختلف خاک می‌باشند (۵۲). بیشترین اثر آتش بر خاک، از دست دادن ماده آلی خاک و افزودن خطر فرسایش و هم‌چنین تأثیر بر زادآوری گونه‌های گیاهی و شرایط زیست محیطی است. معمولاً اسیدیته خاک به دنبال آتش سوزی افزایش می‌یابد (۱، ۶ و ۵۷).

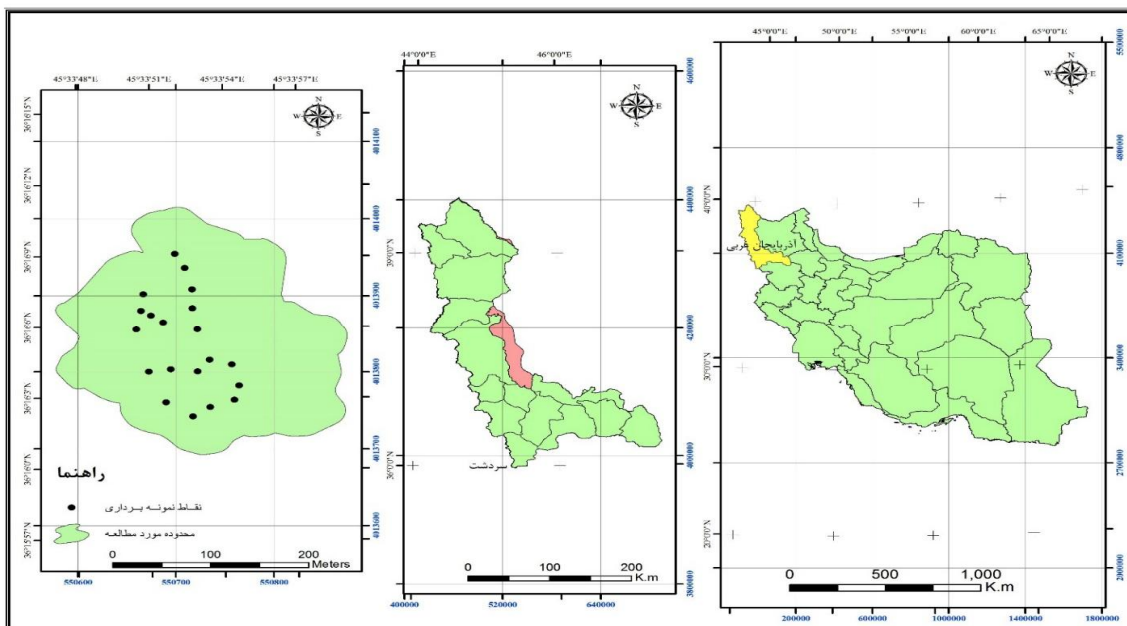
**افزایش اسیدیته خاک، ناشی از تجمع عناصر K، Ca و Mg در خاکستر است (۳۷). افزایش اسیدیته در اثر تولید اکسیدهای Na، K، هیدروکسیدها و کربنات‌ها اغلب طی یک فصل مرطوب از بین می‌رود. البته اعمال آتش سوزی در خاک‌هایی که حاوی کربنات‌ها هستند به میزان ناچیزی باعث افزایش اسیدیته خاک می‌شود (۱۴). در اثر سوختن، مقدار نیتروژن آلی خاک در اثر تصعید کاهش می‌یابد (۲۱)، هر چند که پروتئین‌های اساسی موجود در خاک، نظیر نیتروژن فقط آتش سوزی‌های کم‌شدت را تحمل می‌نمایند و در اثر آتش سوزی‌هایی با شدت متوسط و بالا به دیگر فرم‌ها تغییر می‌کنند. آمونیوم و نترات که فرم‌های قابل دسترس نیتروژن در خاک هستند در طول آتش سوزی شکل می‌گیرند. وزن مخصوص ظاهری خاک‌های جنگلی به‌طور قابل-ملاحظه‌ای در نتیجه آتش سوزی افزایش می‌یابد (۶ و ۱۴). دلیل این امر به هم ریختن ساختار خاکدانه‌ها و انسداد منافذ توسط خاکستر و کانی‌های رس پراکنده می‌باشد (۱۴). با توجه به این که انتقال گرما در خاک به صورت گرادیان نزولی حرارتی است بطوری که دما در عمق ۵ سانتیمتری خاک به ندرت به ۱۵۰ درجه سانتی گراد می‌رسد و اغلب گرما به عمق ۲۰ سانتیمتری نمی‌رسد لذا شدت تأثیرپذیری خصوصیات خاک در اعماق مختلف متفاوت خواهد بود (۱۶). عمق نفوذ گرما در خاک به نسبت تراکم ذرات و رطوبت خاک در زیر مواد اشتعال‌پذیر، بستگی دارد (۱۳ و ۲۴). رها شدن یون‌های معدنی در اثر احتراق مواد آلی، باعث افزایش کوتاه‌مدت هدایت الکتریکی می‌شود و پس از گذشت زمان مقدار آن در خاک‌های سوخته به سطوح قبل آتش سوزی**

برمی‌گردد بطوری که ضریب هدایت الکتریکی خاک سوخته همواره کمتر از خاک شاهد (غیر سوخته) است (۱۴). آمونیوم محصول مستقیم احتراق است، در حالی که نیتراژ چندین هفته یا ماه پس از آتش‌سوزی در صورت مساعد بودن شرایط محیطی طی فرآیند بیوشیمیایی به نام نیتریفیکاسیون ایجاد می‌شود (۱۵). چنانچه آمونیوم در خاک سریعاً مصرف نشود در فضاهای بین لایه‌ای رس تثبیت شده و از دسترس گیاهان خارج می‌شود البته آمونیوم تمایل تبدیل به نیتراژ را هم دارد (۴۶). نیتراژ هم در صورت عدم استفاده دچار آبشویی می‌گردد. هدف از این مطالعه بررسی تأثیرات آتش‌سوزی بر برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در اعماق مختلف و زمان‌های متفاوت پس از آتش‌سوزی، در منطقه جنگلی سردشت واقع در استان آذربایجان غربی بود.

## مواد و روشها

### منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در ۱۵ کیلومتری شهرستان سردشت در استان آذربایجان غربی در محدوده‌ی عرض جغرافیایی شمالی  $36^{\circ} 16' 22''$  تا  $36^{\circ} 16' 9''$  و طول جغرافیایی شرقی  $45^{\circ} 33' 50''$  تا  $45^{\circ} 33' 54''$  واقع شده است (شکل ۱). متوسط ارتفاع از سطح دریا در حدود ۱۵۱۵ متر، جهت شیب از طرف جنوب غرب به طرف شرق و میزان شیب در نقاط نمونه‌برداری ۳۰ تا ۶۰ درصد می‌باشد. متوسط بارندگی منطقه ۸۵۸/۲ میلی‌متر در سال و متوسط دمای سالانه ۱۳/۱ درجه سانتی‌گراد است. مجموع اراضی و مناطق جنگلی و بیشه‌زارهای استان بالغ بر ۱۷۴ هزار هکتار است که ۸۰ هزار هکتار آن (یعنی ۴۶ درصد) در شهرستان سردشت واقع شده است. منطقه مورد مطالعه از لحاظ زمین‌شناسی جزو زون سنندج-سیرجان بوده که متعلق به رشته‌کوه‌های زاگرس می‌باشد. قدیمی‌ترین تشکیلات زمین‌شناسی مربوط به دوره‌ی پرکامبرین و جوان‌ترین آنها مربوط به دوره‌ی مزوزوئیک می‌باشد. از نظر سنگ‌های تشکیل‌دهنده‌ی بیشترین وسعت منطقه را سنگ‌های دوره کرتاسه (اسلیت و فلیت) و مرمر و سنگ‌های آهکی تشکیل می‌دهند. گونه‌های بلوط ایرانی یا برودار (*Quercus brantii* یا *Quercus persica*) و بلوط گرجستانی (*Quercus iberica*) مهمترین عناصر درختی تشکیل‌دهنده جنگل‌های این منطقه هستند.



شکل ۱. موقعیت منطقه مورد مطالعه

### نمونه برداری و اندازه گیری خصوصیات خاک

تعداد ۸۰ نمونه (سوخته و غیر سوخته) از دو عمق سطحی (۵-۰ سانتیمتری) و زیر سطحی (۲۰-۵ سانتیمتری) در زمان های ۲ و ۱۲ ماه پس از آتش سوزی بصورت تصادفی برداشت گردید. نمونه ها پس از هوا خشک شدن، از الک ۲ میلی متری گذرانده شدند و برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی شامل نیتروژن کل به روش کج‌لدال (۵۱)، آمونیم و نترات به روش عصاره گیری با کلرورپتاسیم دو مولار و کج‌لدال (۵۱)، ماده آلی به روش والکی و بلاک (۴۹)، اسید پته و هدایت الکتریکی با استفاده از نسبت ۱ به ۵ خاک به آب (۴۹)، بافت خاک به روش هیدرومتری (۲۳) و وزن مخصوص ظاهری با استفاده از سیلندر نمونه های خاک دست نخورده (۱۱) اندازه گیری گردیدند.

### تجزیه و تحلیل داده ها

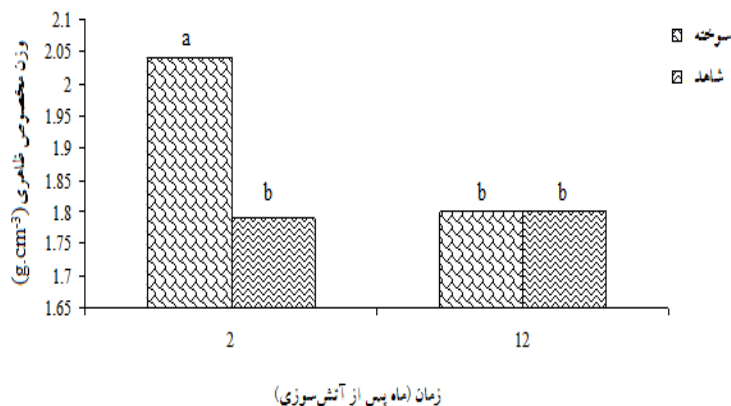
آزمایش بصورت فاکتوریل با طرح پایه کاملاً تصادفی ۳ فاکتوری که فاکتور اول خاک (با ۲ سطح سوخته و شاهد)، فاکتور دوم عمق (با ۲ سطح ۵-۰ سانتیمتری و ۲۰-۵ سانتیمتری) و فاکتور سوم زمان (با ۲ سطح ۲ و ۱۲ ماه پس از آتش سوزی) بود، انجام شد. نرمال کردن داده ها با استفاده از نرم افزار Minitab و تجزیه واریانس داده ها و مقایسه میانگین ها با استفاده از آزمون چند دامنه ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد و با استفاده از نرم افزار SAS و رسم نمودار با نرم افزار Excel انجام گرفت.

### نتایج و بحث

در ارتباط با وزن مخصوص ظاهری، اثرات متقابل خاک و زمان معنی دار شد ( $P \leq 0.05$ ). آتش سوزی منجر به افزایش معنی-

داری در مقدار وزن مخصوص ظاهری خاک گردید. بطوری که مقایسات میانگین نشان دهنده وجود بیشترین میزان وزن مخصوص

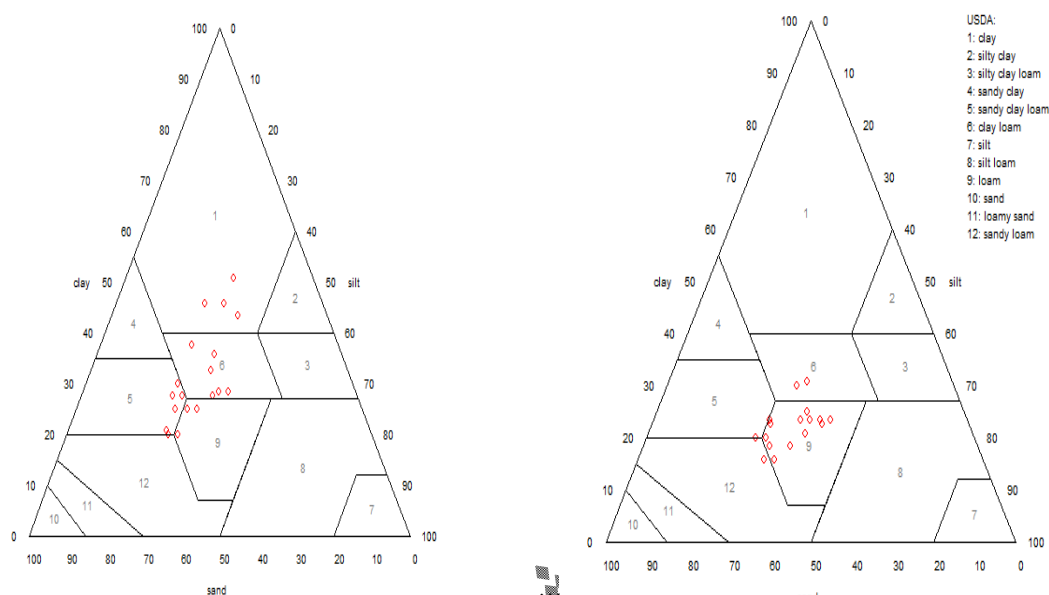
ظاهری در خاک‌های سوخته و با ۲ ماه سابقه آتش‌سوزی بود اما با گذشت یک‌سال از وقوع آتش‌سوزی مقدار آن در خاک‌های سوخته کاهش یافت (شکل ۲). افزایش وزن مخصوص ظاهری، می‌تواند ناشی از متلاشی شدن خاکدانه‌ها و انسداد منافذ به‌وسیله‌ی خاکستر و ذرات رس باشد (۱۹ و ۲۵) که نهایتاً باعث کاهش تخلخل، نفوذپذیری و ظرفیت نگه‌داری آب خاک شده (۷ و ۹) و رواناب و فرسایش سطحی را افزایش می‌دهد (۴۳).



شکل ۲. وزن مخصوص ظاهری در خاک‌هایی با سابقه آتش‌سوزی متفاوت

نتایج نشان داد درصد رس در خاک‌های سطحی و زیرسطحی مناطق سوخته در مقایسه با خاک‌های شاهد به‌صورت معنی‌دار کاهش یافت. این در حالی است که درصد سیلت و شن در لایه سطحی و زیرسطحی خاک‌های سوخته نسبت به نمونه‌های شاهد افزایش نشان داد ولی اختلافات از نظر آماری معنی‌دار نبود. شکل ۳ چگونگی پراکنش خاک‌های مورد مطالعه در مناطق سوخته و شاهد را در مثلث بافت خاک (USDA) نشان می‌دهد. دامنه تغییرات فراوانی نسبی ذرات در خاک‌های شاهد در کلاس‌های بافتی رسی تا لومی و در خاک‌های سوخته در کلاس‌های بافتی لومرسی تا لوم‌شنی قرار داشتند. بنابراین پس از آتش‌سوزی، بافت خاک در مناطق سوخته در مقایسه با مناطق شاهد، درشت‌تر شده که دلیل آن را می‌توان کاهش معنی‌دار درصد رس در اثر آتش‌سوزی دانست ( $P \leq 0.05$ ). آتش‌سوزی به‌صورت غیرمستقیم توزیع اندازه ذرات را تحت تأثیر قرار می‌دهد (۵۰) بطوریکه خاکستر حاصل از آتش‌سوزی منجر به انسداد منافذ خاک شده و لذا نفوذپذیری خاک سطحی کاهش می‌یابد و به این ترتیب وقوع رواناب در سطوح شیب‌دار پس از سوختن پوشش گیاهی و لخت شدن خاک باعث انتقال انتخابی ذرات رس شده و درشت شدن بافت خاک را در پی دارد (۲۷ و ۴۴). Bigham و Ketterings (۳۶) نیز درشت شدن بافت خاک پس از آتش‌سوزی را، به

وجود آمدن ذرات درشت هم‌اندازه شن از اجزاء رس و سیلت بر اثر حرارت ناشی از آتش در دمای بیشتر از ۲۵۰ درجه سانتی-گراد نسبت دادند.



ب

شکل ۳. توزیع کلاس بافتی خاک در مناطق سوخته ۲ و ۱۲ ماه پس از آتش‌سوزی (الف) و شاهد (ب)

نتایج تجزیه واریانس نشان داد اثرات متقابل خاک و زمان، خاک و عمق و زمان در ارتباط با pH معنی‌دار بود (جدول ۱). بطوری که مقایسات میانگین حاکی از وجود بیشترین میزان pH در خاک‌های سوخته با ۲ ماه سابقه آتش‌سوزی و در عمق ۲۰-۵ سانتی‌متری بود (جدول ۲). افزایش pH در اثر آتش‌سوزی و افزایش دمای خاک، به دلیل تجزیه اسیدهای آلی به کندی صورت می‌گیرد. اگرچه در دماهای بالا (بیش از ۴۵۰ تا ۵۰۰ درجه سانتی‌گراد) در اثر احتراق کامل سوخت و رهاسازی کاتیون‌های بازی افزایش قابل‌ملاحظه‌ای در واکنش خاک مشاهده می‌شود (۲) که متعاقباً "منجر به افزایش اشباع بازی می‌گردد (۴۱). به عبارت دیگر pH حاصل تمرکز مجموع عناصر K، Ca و Mg در خاکستر است (۳۷). در اثر سوختن مواد آلی تجمع یافته در کف جنگل، مقدار زیادی کاتیون‌های بازی در خاک آزاد می‌شود که به نوبه خود منجر به افزایش مقدار pH می‌گردد (۴۲) ولی به دلیل حضور اکسیدهای پتاسیم و سدیم، هیدروکسیدها و کربنات‌ها افزایش pH دوام زیادی نداشته و اغلب طی یک فصل مرطوب از بین می‌رود (۱۷).

از نظر هدایت الکتریکی اثر متقابل بین خاک و زمان معنی‌دار شد ( $P \leq 0/05$ ) (جدول ۱). بطوری که بیشترین میزان EC در عمق سطحی (۵-۰ سانتی‌متری) خاک‌های سوخته با ۲ ماه سابقه آتش‌سوزی مشاهده گردید البته پس از ۱ سال، مقدار آن در خاک‌های سوخته به سطوح قبل آتش‌سوزی بازگشت (جدول ۲). افزایش مقدار هدایت الکتریکی در خاک‌های سوخته ممکن است ناشی از رها شدن یون‌های معدنی مختلف حاصل از سوختن مواد آلی باشد (۱۴). مقدار هدایت الکتریکی بیشتر، در خاک‌های سطحی به دلیل تجمع بیشتر کاتیون‌های بازی در سطح خاک است البته افزایش ضریب هدایت الکتریکی قابل برگشت است و دوام چندانی ندارد (۳۲ و ۴۷).

درصد کربن آلی در اعماق متفاوت دارای اختلاف معنی‌داری بود (جدول ۱) ( $P \leq 0/001$ ). نتایج حاکی از تغییر میزان کربن آلی در خاک‌های سوخته و شاهد نسبت به زمان بود بطوری که در اثر وقوع آتش‌سوزی میزان کربن در خاک‌هایی با ۲ و ۱۲ ماه سابقه سوختگی در مقایسه با خاک‌های شاهد به‌طور قابل ملاحظه‌ای افزایش یافت (جدول ۲). آتش‌سوزی به‌طور مستقیم (از طریق اکسیداسیون ترکیبات قابل دسترس شامل مواد آلی (Fresh organic matter) و لاشبرگ‌ها) و غیرمستقیم (از طریق تأثیر بر فعالیت میکروبی) چرخه کربن را در خاک‌های جنگلی تحت تأثیر قرار می‌دهد البته بسته به شدت آتش‌سوزی، رطوبت خاک، نوع خاک و ماهیت مواد سوخته تأثیر آتش‌سوزی متفاوت است بطوری که برخی مطالعات حاکی از افزایش و برخی بیانگر کاهش تجزیه مواد آلی هستند (۲۹ و ۵۵). مطالعات نشان دادند که مقدار کربن آلی در افق A خاک سوخته ۸ درصد افزایش یافت. افزایش ماده آلی پس از آتش‌سوزی ممکن است ناشی از تبدیل مواد آلی (Fresh organic material) به فرم‌های مقاوم، اتصال بقایای غیرسوخته به اجزای معدنی خاک و در نتیجه حفاظت بیشتر در برابر تجزیه بیوشیمیایی و همچنین ورود گونه‌های تثبیت‌کننده‌ی ازت ( $N_2$ -fixer) در منطقه سوخته پس از آتش‌سوزی باشد که قادر به افزایش قابل توجه ترسیب کربن در خاک هستند (۳۴). در این خصوص Rashid (۵۴)، نیز گزارش نمود که شدت کم آتش‌سوزی می‌تواند باعث کاهش تبدیل لاشریزه به خاکستر سیاه شود و فقط بخشی از درختان دچار سوختگی شوند و همچنان به‌صورت سرپا باقی بمانند بنابراین پایین بودن شدت آتش‌سوزی در منطقه مورد مطالعه نیز می‌تواند از دلایل افزایش ماده آلی در خاک باشد. کاهش مقدار کربن با گذشت زمان ناشی از فرسایش خاک می‌باشد. آتش‌سوزی از طریق ایجاد خاکستر منجر به انسداد منافذ شده و شرایط خاک سطحی را تغییر می‌دهد، همچنین با از بین بردن لاشبرگ‌ها و پوشش گیاهی سطح خاک، میزان فرسایش را افزایش می‌دهد (۱۸). وقوع باران‌های شدید در منطقه نیز به دلیل فرسایش خاک سطحی، ذرات ریز حاوی مواد آلی را انتقال داده و به‌عنوان یکی از عوامل کلیدی در کاهش مقدار کربن آلی خاک عمل می‌نماید (۲۷).

از نظر درصد نیتروژن کل بین خاک‌های (سوخته و شاهد) اختلاف معنی‌داری مشاهده نگردید لیکن درصد آن در اعماق متفاوت اختلاف معنی‌داری ( $P \leq 0/05$ ) نشان داد. اثر متقابل خاک و زمان ( $P \leq 0/05$ ) نیز معنی‌دار بود (جدول ۱). بطوری‌که مقایسات میانگین نشان‌دهنده وجود بیشترین مقدار نیتروژن در خاک‌های سوخته با ۲ ماه سابقه آتش‌سوزی و در عمق سطحی (۵ - سانتی‌متری) بود. تأثیرات آتش‌سوزی بر ذخیره نیتروژن کل خاک ثابت نمی‌باشد برخی مطالعات حاکی از افزایش (۱۵ و ۳۸) برخی دیگر نشانگر کاهش (۴ و ۵۳) نیتروژن کل در اثر وقوع آتش‌سوزی هستند. این ناسازگاری می‌تواند ناشی از فاکتورهای محیطی نظیر رطوبت خاک، آب‌سویی، فرسایش و عمق نمونه‌برداری باشد (۲۹). شدت آتش‌سوزی و نوع پوشش گیاهی نیز از فاکتورهای مهم تأثیرگذار بر تغییرات نیتروژن کل خاک هستند. به دلیل دمای پایین تصعید نیتروژن انتظار می‌رود بیشترین مقدار نیتروژن موجود در لاشبرگ‌ها و لایه‌های سطحی خاک در اثر آتش‌سوزی وارد اتمسفر شده و تأثیرات طولانی مدتی بر ذخیره نیتروژن در اکوسیستم‌های جنگلی داشته باشد (۶۰). اما با توجه به پایین بودن شدت آتش‌سوزی در منطقه، سوختن لاشبرگ‌ها به آرامی صورت گرفته و دما به حدی نرسیده که عناصر غذایی (به خصوص نیتروژن) تصعید شده و وارد اتمسفر شوند لذا مقدار نیتروژن در خاک‌های سوخته در مقایسه با خاک‌های شاهد افزایش نشان داده است (۳۰). از طرفی به دلیل همبستگی بالایی که بین ماده آلی و نیتروژن کل خاک وجود دارد و نیز تقریباً "تمامی نیتروژن خاک در مواد آلی متمرکز شده است، افزایش ماده آلی در اثر وقوع آتش‌سوزی می‌تواند دلیل دیگر افزایش نیتروژن کل خاک باشد (۱۲).

از نظر نسبت C:N نیز اثرات متقابل خاک، عمق و زمان شد (جدول ۱). به طوری‌که بیشترین و کمترین مقدار آن به ترتیب در عمق سطحی خاک‌های سوخته و عمق زیر سطحی خاک‌های شاهد مشاهده گردید (جدول ۲). آتش‌سوزی از طریق تأثیراتی که بر مقادیر نیتروژن و کربن خاک دارد منجر به تغییر نسبت C:N در خاک‌ها می‌شود.

اثر متقابل خاک، عمق و زمان آتش‌سوزی در مورد مقادیر آمونیوم ( $P \leq 0/01$ ) و نترات ( $P \leq 0/05$ ) معنی‌دار شد (جدول ۱). بدنبال آتش‌سوزی مقدار آمونیوم در خاک‌های سوخته نسبت به نمونه‌های شاهد افزایش یافت اما با گذشت (سال از وقوع آتش‌سوزی این مقادیر به سطوح قبل از آتش‌سوزی رسید (جدول ۲). در اثر وقوع آتش‌سوزی تغییرات محسوسی در میزان نترات مشاهده نگردید به عبارت دیگر مقدار نترات خاک تحت تأثیر آتش‌سوزی قرار نگرفت (جدول ۲). آتش‌سوزی‌هایی با شدت متوسط و بالا بخش قابل توجهی از نیتروژن آلی خاک را به فرم‌های معدنی تبدیل می‌نمایند (۱۴). آمونیوم و نترات اشکال غیر آلی نیتروژن هستند و در طول آتش‌سوزی ایجاد می‌شوند. آمونیوم محصول مستقیم احتراق است و با وقوع آتش‌سوزی به دلیل رهاسازی آمونیوم از ساختارهای رسی (در اثر گرمای حاصل از احتراق)، تجزیه نیتروژن آلی موجود در خاکستر و افزایش سرعت



آمونیفیکاسیون افزایش می‌یابد (۲۸)، درحالی‌که نیترات چندین هفته یا ماه پس از آتش‌سوزی در صورت مساعد بودن شرایط محیطی طی فرآیند بیوشیمیایی به‌نام نیتریفیکاسیون ایجاد می‌شود (۳۵ و ۵۸). زمانی که مقادیر بالای آمونیوم موجود در خاک سوخته و خاکستر سطحی، پس از آتش‌سوزی توسط گیاهان جذب نشود به‌دلیل متلاشی شدن خاکدانه‌ها و انسداد منافذ به‌وسیله‌ی خاکستر و ذرات رس، نفوذپذیری خاک کاهش و میزان آبشویی و فرسایش آبی (۵۹) و بادی (۲۵) افزایش می‌یابد و تلفات قابل‌توجهی در مقدار آمونیوم ایجاد می‌شود.

جدول ۱. نتایج تجزیه واریانس تأثیر خاک، عمق، زمان و اثرات متقابل آن‌ها خصوصیات خاک

C:N	میانگین مربعات MS						درجه آزادی	منابع تغییرات
	OC	EC	pH	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N		
۷۶۶*	۱۰۰***	۰/۰۱۱ <sup>ns</sup>	۰/۵۰۹ <sup>ns</sup>	۲/۴۵ <sup>ns</sup>	۲۷۰ <sup>ns</sup>	۰/۰۱۶ <sup>ns</sup>	۱	خاک
۱۶۵ <sup>ns</sup>	۱۸۷***	۰/۰۵۸*	۰/۰۷۹*	۲۲/۱ <sup>ns</sup>	۵/۵۱*	۰/۰۰۱*	۱	عمق
۲۱۹*	۳/۴۸*	۰/۰۰۲*	۰/۰۰۴ <sup>ns</sup>	۰/۶۱۲ <sup>ns</sup>	۲۶/۹	۰/۰۰۳	۳۶	خاک × عمق
۷۷/۱	۵/۳۸	۰/۰۰۳	۰/۰۴۷	۲۵/۸	۲۶/۹	۰/۰۰۳	۳۶	اشتباه اصلی
۳۲۸ <sup>ns</sup>	۰/۰۵۵ <sup>ns</sup>	۰/۰۰۵ <sup>ns</sup>	۰/۰۰۴ <sup>ns</sup>	۸۸/۲ <sup>ns</sup>	۲/۴۵ <sup>ns</sup>	۰/۰۱۱ <sup>ns</sup>	۱	زمان
۱۲۳*	۵/۵۸*	۰/۰۴۱*	۰/۱۵۷*	۵/۵۱ <sup>ns</sup>	۴۹/۶*	۰/۰۰۱*	۱	خاک × زمان
۱۶/۹*	۰/۳۷۱***	۰/۰۱*	۰/۰۰۱ <sup>ns</sup>	۰/۶۱۲ <sup>ns</sup>	۶۱/۳ <sup>ns</sup>	۰/۰۰۱*	۱	عمق × زمان
۴۰/۷**	۰/۰۹۳***	۰/۰۰۱***	۰/۰۰۷*	۲/۴۵*	۴۹/۶**	۰/۰۰۱*	۱	خاک × عمق × زمان
۶۸/۶	۵/۵۵	۰/۰۰۴	۰/۰۳۳	۱۵/۶	۳۱/۲	۰/۰۰۴	۳۶	اشتباه فرعی
۲۹/۸	۴۱/۴	۴۰/۵	۲/۷۶	۲۳/۷	۲۸/۷	۲۹/۴		

\*\*\*، \*\*، \* به ترتیب نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۰/۰۱٪، ۰/۰۱٪ و ۵٪ و NS نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار هستند.

جدول ۲. مقایسات میانگین اثر متقابل خاک، عمق و زمان بر خصوصیات خاک

C:N	OC	N	EC	pH	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	سابقه آتش-سوزی (month)	عمق (cm)	خاک
	(g.100g <sup>-1</sup> )				(mg.kg <sup>-1</sup> )				
		۰/۲۷۲ <sup>a</sup>					۲	۰-۵	
							۱۲		
۱							۲		سوخته
۲	۴/۷۹ <sup>cde</sup>		۰/۱۴ <sup>bc</sup>		۱۷/۱ <sup>a</sup>		۱۲	۵-۲۰	
۱							۲	۰-۵	

	۰/۱۹ <sup>ab</sup>	۱۸/۹ <sup>a</sup>	۱۲	
	۰/۰۹ <sup>c</sup>	۱۵/۱ <sup>b</sup>	۲	شاهد
			۱۲	۵-۲۰

میانگین‌های دارای حروف مشترک بر اساس آزمون دانکن اختلاف معنی‌داری ( $P \leq 0.05$ ) ندارند.

### نتیجه‌گیری

تأثیرات آتش‌سوزی بر خواص فیزیکی و شیمیایی خاک در مناطق جنگلی قابل توجه می‌باشد بطوری که احتراق از طریق تولید خاکستر منجر به کاهش نفوذپذیری شده و با آزاد نمودن مقادیر قابل توجهی از کاتیون‌های بازی حاصل از احتراق مواد آلی موجود در کف جنگل و افزایش میزان معدنی شدن، قابلیت دسترسی عناصر غذایی را افزایش می‌دهد. تغییرات کوتاه‌مدت هدایت الکتریکی و pH نیز از دیگر اثرات آتش‌سوزی می‌باشد. البته پس از مدت زمان مشخص، بسته به شدت آتش‌سوزی و شرایط اقلیمی میزان این پارامترها، به سطح قبل از آتش‌سوزی باز می‌گردد. در نتیجه می‌توان گفت تغییرات شیمیایی ایجاد شده در اثر آتش‌سوزی، در کوتاه‌مدت برای حاصلخیزی خاک مفید می‌باشند در حالی که در طولانی‌مدت، به دلیل تلفات عناصر غذایی موجود در خاکستر از طریق آبشویی، فرسایش و تصعید، حاصلخیزی خاک کاهش می‌یابد.

### منابع

1. Aref, I.M., H.A. Atta and A.R. Ghamade. 2011. Effect of forest fires on tree diversity and some soil properties. *International Journal of Agriculture and Biology*. 13:659-664.
2. Arocena, J.M. and C. Opio. 2003. Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils. *Geoderma*. 113:1-16.
3. Ballard, T.M. and B.C. Hawkes. 1989. Effects of burning and site preparation on growth and nutrition of planted White Spruce. *Forestry Canada, Pacific and Yukon Region, Victoria, BC BC-X-309*, 36 p.
4. Bell, R.L. and D. Binkley. 1989. Soil nitrogen mineralization and immobilization in response to periodic prescribed fire in a loblolly pine plantation. *Canadian Journal of Forest Research*. 19: 816-820.
5. Boerner, R.E.J. 1982. Fire and nutrient cycling in temperate ecosystems. *Bioscience*. 32: 187-92.
6. Boerner, R.E.C., S. Haft and J. Huang. 2009. Impacts of Fire and Fire Surrogate treatment. *Ecological Application*. 19: 338-358.
7. Boix Fayos, C. 1997. The roles of texture and structure in the water retention capacity of burnt Mediterranean soils with varying rainfall. *Catena*. 31:219-236.
8. Bowman, D.M.J.S., K. Balch, P.W.J. Artaxond, J.M. Carlson and M.A. Cochrane. 2009. Fire in the earth system *Science*. 324: 481-484.
9. Boyer, W.D. and J.H. Miller. 1994. Effect of burning and brush treatments on nutrient and soil physical properties in young longleaf pine stands. *Forest Ecology and Management*. 70:311-318.
10. Bremner, J.M., and C.S. Mulvaney. 1982. Nitrogen- Total. *Methods of soil analysis*, 595-624 p.
11. Burt, R. 2004. Soil survey laboratory methods manual. *Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 4.0*. United State Department of Agriculture, Washington.
12. Busse, M.D. and L.F. DeBano. 2005. In *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Soil and Water*. General Technical Report RMRS-GTR-42-vol.
13. Campbell, G.S., J.D. Jungbauer, K.L.Jr. Bristow and R.D. Hungerford. 1995. Soil temperature and water content beneath a surface fire. *Journal of Soil Science*. 159: 363-374.
14. Cerenti, G. 2005. Effect of fire on properties of soil- A review. *Oecologia*. 143:1-10.
15. Covington, W.W., and S.S. Sackett. 1992. Soil mineral nitrogen changes following prescribed burning in ponderosa pine. *Forest Ecology and Management*. 54: 175-191.
16. DeBano, L.F. 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wild land environments: a review. *Journal of Hydrology*. 231-232:195-206.

17. DeByle, N.V. 1976. Fire, logging and debris disposal effects on soil and water in northern coniferous forests. In: 1976 Proc. XVI IUFRO World Congr. International Union of Forest Research Organizations Div. I Oslo, Norway. College of Life Sciences and Agriculture, Orono, Maine: 201-212.
18. Doerr, S., S. Woods, and D. Martin. 2009. Natural background soil water repellency in conifer forests of the north-western USA: Its prediction and relationship to wildfire occurrence. *Journal of Hydrology*. 371:12-21.
19. Durgin, P.B., and P.J. Vogelsang. 1984. Dispersion of kaolinite by water extracts of Douglas-fir ash. *Canadian Journal of Soil Science*. 64:439-443.
20. Fernandez, I., A. Cabaneiro, and T. Carballas. 1997. Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology and Biochemistry*. 29: 1-11.
21. Fisher, R.F., and D. Binkley. 2000. *Ecology and management of forest soils*. 3<sup>rd</sup> edition. Wiley, New York, 21: 12-23.
22. Friend, A.L. 1989. Differences in nutrient distribution between adjacent cut and uncut east-slope cascade forest stands suggest nutrient losses. Forestry Sciences Laboratory, PNW Research Station, Wenatchee, WA, 65 p.
23. Gee, G.H., and J.W. Bauder. 1986. Particle size analysis. In: A. Klute, (Eds), *Methods of soil Analysis. Physical Properties*. SSSA, Madison, WI. 9: 383-411.
24. Gillon, D., V. Gomendy, C. Houssard, J. Marechal, and J.C. Valette. 1995. Combustion and nutrient losses during laboratory burns. *International journal of Wild land Fire*. 5: 1-12.
25. Giovannini, G., S. Lucchesi, and M. Giachetti. 1988. Effects of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Journal of Soil Science*. 146:255-261.
26. González-Pérez, J.A., F. González-Vila, G. Almendros, and H. Knicker. 2004. The fire effect on soil organic matter: a review. *Environment international*. 30: 855-870.
27. Granged, A.J.P., L.M. Zavala, J. Antonio, and G. Bárcenas-Moreno. 2011. Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: A 3-year study. *Geoderma*. 164:85-94.
28. Grogan, P., T.D. Bruns, and F.S. Chapin. 2000. Fire effects on ecosystem nitrogen cycling in a Californian bishop pine forest. *Oecologia*. 122:537-544.
29. Hamman, S.T., I.C. Burke, and E.E. Knapp. 2008. Soil nutrients and microbial activity after early and late season prescribed burns in a Sierra Nevada mixed conifer forest. *Forest Ecology and Management*. 256: 367-374.
30. Hatten, J., D. Zabowski, G. Scherer, and E. Dolan. 2005. A comparison of soil properties after contemporary wildfire and fire suppression. *Forest Ecology and Management*. 220: 227-241.
31. Harvey, A.E., M.F. Jurgensen, and M.J. Larsen. 1979. Role of forest fuels in the biology and management of soil. USDA Forest Service, General Technical Report INT-65, Intermountain Forest and Range Experimental Station, Ogden, UT, 174 p.
32. Hernandez, T., C. Garcia, and I. Reinhardt. 1997. Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils*. 25: 109-116.
33. Imeson, A.C., J.M. Verstraten, E.J. Van Mulligen, and J. Sevink. 1992. The effects of fire and water repellence on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena*. 19:345-361.
34. Johnson, D.W., and P.S. Curtis. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management*. 140:227-238.
35. Johnson, D., J.D. Murphy, R.F. Walker, D.W. Glass, and W.W. Miller. 2007. Wildfire effects on forest carbon and nutrient budgets. *Ecological Engineering*. 31: 183-192.
36. Ketterings, Q.M., and J.M. Bigham. 2000. Soil color as an indicator of slash-and-burn fire severity and soil fertility in Sumatra, Indonesia. *Soil Science Society of America Journal*. 64:1826-1833.
37. Khanna, P.K., R.J. Raison, and R.A. Falkner. 1994. Chemical properties of ash derived from Eucalyptus litter and its effects on forest soils. *Forest Ecology and Management*. 66: 107- 125.
38. Kovacic, D.A., D.M. Swift, J.E. Ellis, and T.E. Hakonson. 1986. Immediate effects of prescribed burning on mineral soil nitrogen in ponderosa pine of New Mexico. *Journal of Soil Science*. 141: 71-75.
39. Kraus, D., and J. Goldammer. 2007. Fire Regimes and Ecosystems: An Overview of Fire Ecology in Tropical Ecosystems. 9-13, *Forest Fires in India, Madurai, India*.
40. Lavorel, S., M.D. Flannigan, E.F. Lambin, and M.C. Scholes. 2007. Vulnerability of land systems to fire: interactions among humans, climate, the atmosphere, and ecosystems. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 12: 33- 53.

41. Macadam, A.M. 1987. Effects of broadcast slash burning on fuels and soil chemical properties in the sub-boreal spruce zone of central British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*. 17:1577–1584.
42. MacDonald, L.H., and E.L. Huffman. 2004. Post-fire soil water repellency: Persistence and soil moisture thresholds. *Soil Science Society of America Journal*. 68:1729-1734.
43. Martin, D.A., and J.A. Moody. 2001. Comparison of soil infiltration rates in burned and unburned mountainous watersheds. *Hydrological Processes*. 15:2893–2903.
44. Mermut, A.R., S.H. Luk, M.J.M. Romkens, and J.W.A. Poesen. 1997. Soil loss by splash and wash during rainfall from two loess soils. *Geoderma*. 75:203–214.
45. Minroe, D. 1986. Effects of site preparation on seedling growth: a preliminary comparison of broadcast burning and pile burning. USDA For. Ser. Res., Note PNW-RN-452, 12 p.
46. Mroz, G.D., M.F. Jurgensen, A.E. Harvey, and M.J. Larsen. 1980. Effects of fire on nitrogen in forest floor horizons. *Soil Science Society of America Journal*. 44: 395-400.
47. Naidu, C.V., and K.P. Srivasuki. 1994. Effect of forest fire on soil characteristics in different areas of Seshachalam hills. *Annals of Forestry*. 2: 166-173.
48. Neary, D.G., C.C. Klopatek, and L.F. DeBano. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*. 122:51-71.
49. Nelson, D.W., and L.E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. p. 539–579. In: Page, A.L., (Ed.) *Methods of soil analysis*. Part 2, 2nd ed. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI.
50. Oswald, B.P., D. Davenport, and L.F. Neuenschwander. 1999. Effects of slash pile burning on the physical and chemical soil properties of Vassar soils International. *Journal of Sustainable Future for Human Security*. 8:75–86.
51. Page, A.L., R.H. Miller, and D.R. Keeney. 1992. *Methods of Soil Analysis*, In: II. Physical and properties. SSSA Pub. Madison. 1750 p.
52. Rab, M.A. 1996. Soil physical and hydrological properties following logging and slash burning in the Eucalyptus regnans forest of southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*. 84: 159-175.
53. Raison, R.J., P.K. Khanna, and P.V. Woods. 1985. Transfer of elements to the atmosphere during low-intensity prescribed fires in three Australian subalpine eucalypt forests. *Canadian Journal of Forest Research*. 657-664.
54. Rashid, G.H. 1987. Effect of fire on soil carbon and nitrogen in a Mediterranean oak forest of Algeria. *Plant and soil*. 103:89-93.
55. Simard, D.G., J.W. Fyles, D. Pare, and T. Nguyen. 2001. Impacts of clear-cut harvesting and wildfire on soil nutrient status in the Quebec boreal forest. *Canadian Journal of Soil Science*. 81:229–237.
56. Tandon, H.L.S. 1998. *Methods of Analysis of Soils, Plants, Waters and Fertilizers*. Fertilizers Development and Consultancy Organization, New Delhi.
57. Tufeccioglu, A., M. Kucuk, and E. Bilgili. 2010. Soil properties and root biomass responses to prescribed burning in young corsican pine (*Pinus nigra* Arn.) stands. *Journal of Environmental Biology*. 31: 369-373.
58. Walker, J., R.J. Raison, and P.K. Khanna. 1986. Fire, In: Russell, J.S. and Isbell, R.F., (Eds.). *Australian soils: the human impact*. Australian Society of Soil Science, University of Queensland Press: St Lucia. 185-216.
59. Wallbrink, P., W. Blake, S. Doerr, R. Shakesby, G. Humphreys, and P. English. 2005. Using Tracer Based Sediment Budgets to Assess Redistribution of Soil and Organic Material after Severe Bush Fires; Walling, D.E., Horowitz, A.J., Eds.; *Sediment Budgets*, IAHS Publication: Wallingford, UK, 223–230.
60. Zhang, W.R., G.Y. Yang, X.Y. Tu, and P. Zhang. 1999. Determination of forest soil water-physical properties. *China Criterion of Forest Technique*. No. LY/T 1215. (In Chinese)

# The effect of firing background on some soil physico-chemical properties in forest ecosystem of Sardasht

S. Ashrafi- Saeidlou<sup>1</sup>, MH. Rasouli-Sadaghiani<sup>\*2</sup> and M. Barin<sup>3</sup>

## Abstract

Firing effect on soil depends on its intensity and duration. In order to investigate influence of different firing backgrounds on some soil physical and chemical properties, 80 soil samples were taken from two depths (0-5 cm and 5-20 cm) with different time of firing background (2 and 12 months). Some soil physical and chemical characteristics were measured at soil samples. The results showed that there was a significant difference in the amount of pH, EC, bulk density and ammonium in soils with different history of burning. The amount of studied indices increased after firing in burned soils compared to the control ones. However 12 months later they reach to their pre-fire levels. Total nitrogen amount in soils with 2 and 12 months firing history were 1.18 and 1.11 times higher than the control soils, respectively. The amount of organic carbon in surface soil (0-5 cm) increased 37.25 and 24.7 percent in comparison to control soils, respectively. Also, fire led to a significant reduction in the amount of clay (29.25 percent) in burned areas compared to the control ones. Soil particle size distribution in control sites were in clay up to loam and in burned areas were in clay loam up to sandy loam classes. Therefore forest firing causes obvious changes in soil properties which there remediation need to time more than one years.

**Keywords:** Fire, Forest soil, Nitrogen, soil depth

---

1-MSc. Student, Dept. of Soil Science, Urmia University, Urmia, I.R. Iran.

2- Associate Prof., of Soil Science, Dept. of Soil Science, Urmia University, Urmia, I.R. Iran.

3- Assistant Prof., Dept. of Soil Science, Urmia University, Urmia, I.R. Iran.

\*Corresponding author: [m.rsadaghiani@urmia.ac.ir](mailto:m.rsadaghiani@urmia.ac.ir)