پاسخ ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک به تغییر پوشش جنگلی و عمق خاک در اکوسیستم‌های مرطوب شمال ایران

عاطفه توکلی[۱*]، اکبر حسنی[۱]، پریسا علمداری[۱]، رمضان آرام‌بن[۲]

۱. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان، زنجان، ایران
۲. دانشگاه علوم پزشکی قزوین، قزوین، ایران
*مسئول مکاتبه، پست الکترونیکی، atefeh.tavakoli@znu.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۴۰۵/۰۲/۰۷ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۰۲/۳۱
DOI: 10.30470/jsp.2026.736247

چکیده

به‌منظور بررسی اثر پوشش‌های جنگلی مختلف و عمق خاک بر برخی ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک، پژوهش حاضر در سه رویشگاه جنگل طبیعی، جنگل دست‌کاشت صنوبر و جنگل دست‌کاشت توسکا اجرا شد. بدین منظور، یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با سه تکرار در رویشگاه‌های ذکرشده به اجرا درآمد. در هر کاربری، از عمق‌های ۲۰–۰، ۴۰–۲۰ و ۶۰–۴۰ سانتی‌متری به‌طور جداگانه نمونه‌برداری انجام شد. نتایج نشان داد که اثر نوع پوشش جنگلی و عمق خاک بر تمامی مشخصه‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک در سطح احتمال یک درصد ($P \leq 0.01$) معنی‌دار بود. بر اساس یافته‌ها، پوشش جنگلی صنوبر با داشتن گونه‌های پهن‌برگ، نسبت به دو کاربری دیگر میزان بیشتری کربن آلی خاک (SOC) داشت. به‌طوری‌که در عمق ۲۰–۰ سانتی‌متری، مقدار SOC در این کاربری به‌ترتیب ۱۳/۶۱ و ۶/۵۵ درصد بیشتر از جنگل طبیعی و جنگل دست‌کاشت توسکا بود. به‌دنبال همبستگی بالای SOC با برخی مشخصه‌های کیفی آن، مشاهده شد ویژگی‌هایی از قبیل تخلخل (۱۲/۰۲ و ۷/۱۴ درصد)، نیتروژن کل (۱۳/۶۲ و ۶/۵ درصد)، ظرفیت تبادل کاتیونی (۱۸/۲۵ و ۲۰/۳۴ درصد)، گلومالین کل (۸/۷۵ و ۴/۹۶ درصد)، تنفس (۰/۸۵ و ۲/۰۸ درصد) و زیست‌توده میکروبی (۲۰/۹۳ و ۱۶/۲ درصد) در عمق ۲۰–۰ سانتی‌متری جنگل دست‌کاشت صنوبر بیشترین مقدار را نسبت به دو کاربری دیگر داشتند. همچنین کمترین مقدار شاخص کسر متابولیکی، وزن مخصوص ظاهری و رس قابل انتشار نیز در عمق سطحی همین کاربری مشاهده شد. قابل ذکر است که افزایش عمق با کاهش SOC و ویژگی‌هایی که همبستگی مثبت با آن داشتند همراه بود. در مقابل، ویژگی‌هایی که با SOC همبستگی منفی داشتند با افزایش عمق، روند افزایشی نشان دادند. این نتایج بیانگر آن است که نوع پوشش گیاهی و در پی آن کیفیت بقایای ورودی به خاک، از عوامل تعیین‌کننده کیفیت خاک محسوب می‌شود.

واژه‌های کلیدی: رویشگاه‌های جنگلی، عمق خاک، کربن آلی خاک، مشخصه‌های کیفی خاک

Responses of soil physical, chemical, and biological properties to forest cover change and soil depth in humid ecosystems of northern Iran

A. Tavakoli[1*], A. Hassani[1], P. Alamdari[1], R. AramBon[2]

1.Department of Soil Science and Engineering, Faculty of Agriculture, University of Zanjan, Zanjan, Iran
2.Qazvin University of Medical Sciences, Qazvin, Iran
*Corresponding Author, Email: atefeh.tavakoli@znu.ac.ir
Received: April 2026 Accepted: May 2026
DOI: 10.30470/jsp.2026.736247

Abstract

To investigate the effects of different forest covers and soil depth on selected physical, chemical, and biological soil properties, the present study was conducted in three forest stands: natural forest, poplar plantation, and alder plantation. A factorial experiment was carried out based on a randomized complete block design with three replications. In each land cover type, soil sampling was performed separately from the 0–20, 20–40, and 40–60 cm depths. The results showed that the effects of forest cover type and soil depth on all physical, chemical, and biological soil properties were significant at the 1% probability level ($P \leq 0.01$). According to the findings, the poplar plantation, which consists of broadleaf species, had higher soil organic carbon (SOC) content than the other two land cover types. At the 0–20 cm depth, SOC content in the poplar stand was 13.61% and 6.55% higher than that of the natural forest and alder plantation, respectively. Following the strong positive correlation between SOC and several soil quality indicators, traits such as porosity (12.02% and 7.14%), total nitrogen (13.62% and 6.5%), cation exchange capacity (18.25% and 20.34%), total glomalin (8.75% and 4.96%), soil respiration (0.85% and 2.08%), and microbial biomass carbon (20.93% and 16.2%) also showed the highest values at the 0–20 cm depth of the poplar plantation compared with the other two stands. In addition, the lowest values of metabolic quotient, bulk density, and dispersible clay were observed in the surface layer of this stand. It is noteworthy that increasing soil depth was associated with a decrease in SOC and those properties positively correlated with it, whereas properties negatively correlated with SOC increased with depth. These findings indicate that forest cover type and, consequently, the quality of organic inputs, play a decisive role in determining soil quality.

Keywords: Forest habitats, Soil depth, Soil organic carbon, Soil quality indicators

مقدمه

جنگل‌ها حدود ۳۰ درصد از سطح کره زمین را پوشش می‌دهند و به‌دلیل تنوع زیستی بالا و ارائه گسترده خدمات زیست‌محیطی، نسبت به سایر بوم‌سازگان‌ها از عملکرد مطلوب‌تری برخوردار هستند و برای تمامی موجودات زنده اهمیت فراوان دارند (Kooch and Ghaderi, 2023). این اکوسیستم‌ها به‌عنوان ریه‌های زمین عمل کرده و از طریق جذب، ذخیره و تبدیل دی‌اکسیدکربن به اکسیژن، نقش مهمی در کاهش غلظت گازهای گلخانه‌ای و کنترل تغییرات اقلیمی ایفا می‌کنند (Aguilar-Fernandez et al., 2020). اکوسیستم‌های جنگلی خدمات ارزشمند و متنوعی ارائه می‌دهند، از جمله تأمین چوب، فراهم‌سازی زیستگاه برای طیف وسیعی از گونه‌های گیاهی و جانوری، حفاظت از تنوع زیستی و کمک به سلامت و رفاه جوامع انسانی (Nelson et al., 2009). پس از اقیانوس‌ها، جنگل‌ها بزرگترین مخازن کربن در کره زمین به‌شمار می‌روند و سهم عمده‌ای در تبادل کربن بین جو و بیوسفر دارند (Pan et al., 2011; Boyd et al., 2019). این اکوسیستم‌ها بیش از ۷۰ درصد از کل کربن‌آلی خاک را در خود ذخیره می‌کنند (Batjes, 1996). در سال ۲۰۱۱، ذخایر کربن جنگل‌های جهان حدود ۸۶۱ پیکاگرم برآورد شد که شامل کربن موجود در خاک تا عمق یک متر (٤٤ درصد)، زیست‌توده گیاهی (٤٢ درصد)، چوب مرده (۸ درصد) و کلش (٥ درصد) بود (Pan et al., 2011). بین سال‌های ۱۹۹۰ تا ۲۰۱۵، ذخایر کربن جنگل‌های جهان حدود ۱۳/٦ پیکاگرم کاهش یافت و این کاهش عمدتاً در زیست‌توده زنده و خاک جنگل‌های استوایی مشاهده شد (Köhl et al, 2015). براساس پژوهش‌های اخیر، اکوسیستم‌های جنگلی هر سال حدود ۲ پیکاگرم کربن را از جو حذف می‌کنند که برابر با حدود ۳۰ درصد از انتشار سالانه دی‌اکسیدکربن ناشی از فعالیت‌های انسانی است (Bellassen and Luyssaert, 2014; Köhl et al., 2015). این ظرفیت چشمگیر، جنگل‌ها را به یک عامل کلیدی در مدیریت جهانی کربن تبدیل کرده است (Griscom et al., 2017; Flower et al., 2018). بااین‌حال، تغییرات اقلیمی (نظیر افزایش دما و نوسانات بارش) و اختلالات طبیعی از جمله خشک‌سالی، آتش‌سوزی و شیوع آفات و بیماری‌ها می‌توانند توانایی جنگل‌ها را در جذب و ذخیره کربن تضعیف کنند (Williams et al., 2016; Seidl et al., 2017). همچنین، طبق یافته‌های وینکلر و همکاران (Winkler et al., 2021)، در بازه زمانی شش دهه گذشته (۲۰۱۹-۱۹٦۰)، حدود یک‌سوم سطح زمین دستخوش تغییر کاربری شده است. تغییر کاربری اراضی امروزه یکی از مهمترین چالش‌های جهانی شناخته می‌شود، زیرا تأثیرات عمیقی بر کشاورزی، اکوسیستم‌ها و محیط‌زیست دارد (Newbold et al., 2015; Han and Zhu, 2020; Hasan et al., 2020).

افزایش جمعیت جهان موجب رشد تقاضای غذایی شده و از سال ۲۰۱٤ روند گرسنگی جهانی مجدداً افزایش یافته است (FAO et al., 2018). یکی از پاسخ‌های رایج به این چالش، تبدیل اراضی طبیعی مانند جنگل‌ها و تالاب‌ها به زمین‌های کشاورزی است (Harris et al., 2021). به‌همین دلیل، شایع‌ترین نوع تغییر کاربری، تبدیل جنگل‌ها به مرتع، زمین کشاورزی و باغ است (Parsapour et al., 2018; Azizi Mehr et al., 2020). این تغییرات معمولاً با حذف پوشش جنگلی، کاهش ورودی مواد آلی، عملیات خاک‌ورزی، آبیاری و مصرف کود و سموم همراه است و می‌تواند ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را به‌طور قابل‌توجهی تغییر دهد (Shao et al., 2024). در اغلب موارد این فرایندها منجر به کاهش کربن آلی خاک، افت فعالیت‌های میکروبی و در نهایت کاهش کیفیت زیستی خاک می‌شوند (Ma et al., 2022; Mir et al., 2023). تغییر کاربری اراضی همچنین با افزایش جرم مخصوص ظاهری، کاهش تخلخل و نفوذپذیری، تشدید فرسایش و تغییر در ورودی مواد آلی همراه است و این عوامل به‌طور مستقیم بر حاصلخیزی و کیفیت خاک اثر می‌گذارند (Osman, 2013). در این شرایط، جنگل‌کاری با گونه‌های مختلف می‌تواند گزینه‌ای

مناسب برای بازسازی اراضی تخریب‌شده باشد. تخریب رویشگاه‌های جنگلی و احیای بعدی آن‌ها از طریق جنگل‌کاری، به‌واسطه تغییر در نوع پوشش گیاهی و کیفیت مواد آلی ورودی به خاک، اثرات متفاوتی بر ویژگی‌های خاک دارد (Kooch et al., 2020). از این‌رو بررسی کیفیت و کمیت مواد آلی ورودی و نیز ارزیابی وضعیت خاک در رویشگاه‌های مختلف از اهمیت فراوانی برخوردار است. جنگل‌های دست‌کاشت یکی از چشم‌اندازهای رایج در جهان به‌شمار می‌روند (Kooch, 2012) و علاوه بر تولید الوار و محصولات جانبی، موجب بهبود حاصلخیزی خاک، حفظ آب و افزایش ذخیره کربن و نیتروژن در خاک می‌شوند (Humpenöder et al., 2014). آثار تغییر کاربری و احیای مجدد این اراضی معمولاً در قالب تغییرات بیوشیمیایی و میکروبی خاک آشکار می‌شود (An et al., 2008). ویژگی‌های زیستی و بیوشیمیایی خاک از مهم‌ترین شاخص‌هایی هستند که در بازه‌های زمانی کوتاه به تغییرات محیطی واکنش نشان می‌دهند و به‌همین دلیل ابزار مناسبی برای ارزیابی سلامت و کیفیت خاک محسوب می‌شوند. این ویژگی‌ها از مؤلفه‌های اصلی حاصلخیزی و پایداری زیستی خاک بوده و نقش تعیین‌کننده‌ای در چرخه عناصر غذایی، فرایندهای بیوشیمیایی، پایداری بلندمدت حاصلخیزی و جریان انرژی در اکوسیستم‌های خاکی دارند (Tellen and Yerima, 2018).

اکوسیستم‌های جنگلی به‌عنوان یکی از مهم‌ترین مخازن کربن زمینی، نقش بنیادینی در تنظیم چرخه‌های زیست‌ژئوشیمیایی، به‌ویژه چرخه کربن و نیتروژن، ایفا می‌کنند. بخش قابل توجهی از کربن آلی خاک جهان در این اکوسیستم‌ها ذخیره شده است و پایداری آن تا حد زیادی وابسته به نوع پوشش گیاهی، کیفیت بقایای آلی و فعالیت زیستی خاک می‌باشد. با این حال، طی دهه‌های اخیر، روند فزاینده تغییر کاربری اراضی به‌ویژه تبدیل جنگل‌ها به اراضی کشاورزی، مرتع و باغ موجب اختلال در تعادل طبیعی این سامانه‌ها شده است. تغییر کاربری اراضی معمولاً با حذف پوشش درختی، کاهش ورودی بقایای آلی، افزایش شدت خاک‌ورزی، مصرف نهاده‌های شیمیایی و تغییر در رژیم رطوبتی خاک همراه است. این تحولات می‌توانند به کاهش ذخایر کربن آلی، افت فعالیت‌های میکروبی، تغییر در آنزیم‌های خاک، افزایش جرم مخصوص ظاهری و کاهش تخلخل منجر شوند. در نتیجه، کیفیت زیستی و حاصلخیزی خاک به‌طور معنی‌داری تحت تأثیر قرار می‌گیرد. از آن‌جا که شاخص‌های زیستی و بیوشیمیایی خاک نسبت به تغییرات مدیریتی و محیطی حساسیت بالایی دارند، این ویژگی‌ها می‌توانند به‌عنوان ابزارهای دقیق برای پایش سلامت خاک مورد استفاده قرار گیرند. در سال‌های اخیر، جنگل‌کاری به‌عنوان راهکاری برای احیای اراضی تخریب‌شده و بازیابی کارکردهای اکولوژیک مورد توجه قرار گرفته است. با این وجود، اثرات جنگل‌کاری با گونه‌های مختلف بر ویژگی‌های زیستی و بیوشیمیایی خاک، به‌ویژه در مقایسه با رویشگاه‌های طبیعی و اراضی تغییر کاربری یافته، هنوز به‌طور کامل روشن نیست. تفاوت در کیفیت و کمیت لاشبرگ، ترکیب شیمیایی بقایا، و میزان لیگنین می‌تواند مسیرهای تجزیه، تثبیت کربن و فعالیت میکروبی خاک را به شکل متفاوتی تحت تأثیر قرار دهد. بنابراین، خلأ دانشی موجود در زمینه مقایسه تأثیر کاربری‌های مختلف (جنگل طبیعی، جنگل دست‌کاشت و اراضی کشاورزی یا مرتعی) بر شاخص‌های زیستی و بیوشیمیایی خاک، ضرورت انجام پژوهش‌های دقیق در این حوزه را آشکار می‌سازد.

مواد و روش‌ها

در آذر ماه سال ۱۴۰۱، این پژوهش در پایگاه تحقیقاتی صنوبر و درختان سریع‌الرشد غرب استان گیلان (پیش‌حصار فومن) انجام شد. کاربری‌های مورد بررسی از نظر اقلیم، توپوگرافی، بافت (لوم و سیلتی لوم)، موقعیت جغرافیایی، جهت و درجه شیب تقریباً یکسان

بوده و تنها از نظر نوع پوشش گیاهی و مدیریت اراضی تفاوت داشتند. مساحت کل منطقه بیش از ۱۰ هکتار بوده که برخی ویژگی‌های عمومی آن در جدول ۱ ارائه شده است. کاربری‌های مورد مطالعه شامل:

- جنگل طبیعی جلگه‌ای منطقه عمدتاً از گونه‌های پهن‌برگ بومی تشکیل شده و گونه توسکا (*Alnus subcordata*) به‌همراه کاج تدا (*Pinus taeda*) در لایه درختی آن حضور دارد. این تیپ جنگلی دارای ساختار طبیعی‌تر، تنوع گونه‌ای بیشتر در لایه‌های علفی و درختچه‌ای، و حداقل مداخله مدیریتی است.
- جنگل دست‌کاشت صنوبر شامل *Populus euramericana* و *Populus deltoides*
- جنگل دست‌کاشت توسکا *Alnus subcordata*

بررسی‌های میدانی و شواهد موجود نشان می‌دهد که حدود ۵۰ سال پیش بخش‌هایی از جنگل‌های طبیعی منطقه در اثر قطع درختان و تغییر کاربری اراضی دچار جنگل‌زدایی شده‌اند. پس از این تغییر، بخش‌هایی از این اراضی تخریب‌شده در سال‌های بعد تحت برنامه‌های احیایی قرار گرفته و با کاشت گونه‌های درختی مختلف، به‌ویژه توسکا و صنوبر، مجدداً به پوشش جنگلی تبدیل شده‌اند.

جدول ۱- مختصات جغرافیایی و اطلاعات اقلیمی منطقه مورد مطالعه

منطقه	ارتفاع (متر)	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی	بارندگی سالانه (میلی‌متر)	میانگین دمای سالانه (درجه سلسیوس)
فومن	۱۰	۴۹°۱۶'۱۲/۸۳۷"	۳۶°۱۳'۴/۲۸۹"	۱۲۵۲/۱۲	۱۷/۵

نمونه برداری و آماده‌سازی نمونه‌ها

به‌منظور نمونه‌برداری از خاک منطقه، در هر کاربری سه تکرار در نظر گرفته شد. در هر تکرار، اقدام به جمع آوری نمونه از عمق‌های ۰-۲۰، ۲۰-۴۰ و ۴۰-۶۰ سانتی‌متر به‌صورت جداگانه گردید. نمونه‌های برداشت‌شده از عمق‌های مشابه با یکدیگر مخلوط و برای هر عمق یک نمونه مرکب تهیه گردید. بدین‌ترتیب، با در نظر گرفتن سه کاربری، سه عمق و سه تکرار، در مجموع ۲۷ نمونه مرکب خاک تهیه گردید. نمونه‌ها پس از انتقال به آزمایشگاه به دو بخش تقسیم شدند. بخش نخست پس از خشک شدن در هوای آزاد و عبور از الک دو میلی‌متر برای سنجش ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی مورد استفاده قرار گرفت و بخش دوم در دمای ۴ درجه سلسیوس برای اندازه‌گیری ویژگی‌های زیستی نگه‌داری شد.

ویژگی‌های اندازه‌گیری‌شده در خاک

در این پژوهش، مجموعه‌ای از شاخص‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک اندازه‌گیری شد تا تأثیر نوع پوشش گیاهی و عمق خاک بر کیفیت آن به‌صورت جامع ارزیابی گردد. بدین‌منظور پایداری خاک‌دانه‌ها با استفاده از روش الک‌تر (Angers et al., 2008)، وزن مخصوص ظاهری خاک (Blake and Hartge, 1986)، تخلخل (Danielson and Sutherland, 1986)، درصد رس قابل انتشار (Burt, 2004)، میزان کربن آلی خاک بر اساس روش والکلی-بلک (Walkley and Black, 1934) و نیتروژن کل (Bremner and Mulvaney, 1982) اندازه‌گیری شدند. همچنین، واکنش خاک (pH) در گل اشباع طبق دستورالعمل کارتر و گروگوریچ (Carter and Gregorich, 2008) و مقدار گلومالین کل به روش بردفورد (Bradford, 1976) مورد سنجش قرار گرفت. برای ارزیابی شاخص‌های زیستی، کربن زیست‌توده میکروبی (MBC) با استفاده از روش تدخین-استخراج (Vance et al., 1987) اندازه‌گیری شد و ضریب متابولیک میکروبی (qCO_2) به‌عنوان شاخص کارایی متابولیک میکروارگانیسم‌ها و بیانگر میزان دی‌اکسیدکربن تولیدشده به ازای هر واحد زی‌توده در واحد زمان محاسبه گردید (Soman et al., 2006). علاوه بر این، کربن معدنی‌شده یا تنفس خاک از طریق سنجش دی‌اکسیدکربن حاصل از تنفس میکروبی با روش

تیتراسیون برگشتی سود با اسید کلریدریک در طول ۱۶ هفته تعیین شد (Anderson, 1983).

تجزیه آماری داده‌ها

داده‌های به‌دست‌آمده از این مطالعه به کمک نرم‌افزار آماری SAS 9.4 به‌صورت یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی مورد تجزیه‌وتحلیل قرار گرفت. به‌منظور بررسی سطوح معنی‌داری یا عدم معنی‌داری مقادیر شاخص‌های اندازه‌گیری شده فیزیکی و شیمیایی خاک در ارتباط با کاربری و عمق مورد مطالعه از تجزیه واریانس دوطرفه استفاده شد. همچنین برای مقایسه میانگین‌های مشخصه‌ها آزمون چند دامنه‌ای دانکن (سطح آماری ۱ و ۵ درصد) به کار گرفته شد. رسم نمودارها نیز به کمک نرم‌افزار *Excel* صورت پذیرفت.

نتایج و بحث

نتایج به‌دست‌آمده از تجزیه واریانس دوطرفه نشان داد که اثر متقابل نوع کاربری و عمق خاک بر شاخص‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک در سطح احتمال ۱ درصد ($P<0.01$) معنی‌دار بود. این موضوع نشان می‌دهد که پاسخ خاک به پوشش گیاهی متفاوت در عمق‌های مختلف یکنواخت نبوده و شدت واکنش متغیرهای خاک نسبت به نوع پوشش گیاهی در سطوح مختلف عمق متفاوت می‌باشد (جدول‌های ۲ و ۳).

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای آزمایشی بر ویژگی‌های زیستی و شیمیایی

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات			
		Cmin (میلی‌گرم کربن دی‌اکسیدکربن به ازای هر کیلوگرم خاک)	qCO_2 (میکروگرم کربن به ازای هر گرم زیست‌توده میکروبی در روز)	MBC (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	SOC (گرم بر کیلوگرم)
بلوک	۲	۴۰۸۹/۴۸*	۱۳/۴۳ ns	۱۷۲۶/۵ ns	۲/۴۳ ns
کاربری	۲	۱۰۱۸۷/۷**	۱۳۱/۲۷**	۱۰۹۳۳۹/۱۵**	۷/۷۲ ns
عمق	۲	۱۶۰۴۰۲/۹۳**	۶۸۳/۷۳**	۵۵۸۹۵۳/۲۱**	۵۴۰/۹۷**
کاربری×عمق	۴	۴۵۲۲۵/۴**	۲۳۸/۲۸**	۱۶۹۴۰۴/۲۸**	۱۴۰/۰۴**
اشتباه	۱۶	۱۰۱۵/۱۵	۶/۷۷	۲۰۹۴/۶۴۰	۲/۸۳
CV	-	۲/۵۲	۷/۰۴	۵/۵۷	۷/۶۱

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات		
		TN (گرم بر کیلوگرم)	CEC (میلی‌اکی‌والان در ۱۰۰ گرم خاک)	T-GRSP (میلی‌گرم بر گرم خاک)
بلوک	۲	۰/۰۲ ns	۳/۸۳ ns	۲/۸۱**
کاربری	۲	۰/۰۸ ns	۴۷/۶۴**	۱/۷۲**
عمق	۲	۵/۴۱**	۲۱۶/۷۴**	۵۵۹۰/۹۴**
کاربری×عمق	۴	۱/۴**	۶۸/۱۸**	۲۵/۷۳**
اشتباه	۱۶	۰/۰۳	۱/۰۷	۰/۱۷
CV	-	۷/۸۲	۵/۰۵	۵/۳

** و * به ترتیب در سطح احتمال ۱ و ۵ درصد معنی‌دار و ns عدم اختلاف معنی‌دار است. Cmin (تنفس تجمعی میکروبی)[1]، qCO_2 (کسر متابولیکی)[2]، MBC (کربن زیست‌توده میکروبی)[3]، SOC (کربن آلی خاک)[4]، TN (نیتروژن کل)[5]، CEC (ظرفیت تبادل کاتیونی)[6] و T-GRSP (گلومالین کل)[7]، CV: درصد ضریب تغییرات

[1] Cumulative Microbial Respiration
[2] Metabolic Quotient
[3] Microbial Biomass Carbon
[4] Soil Organic Carbon
[5] Total Nitrogen
[6] Cation Exchange Capacity
[7] Total Glomalin Related Soil Protein

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای آزمایشی بر ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک

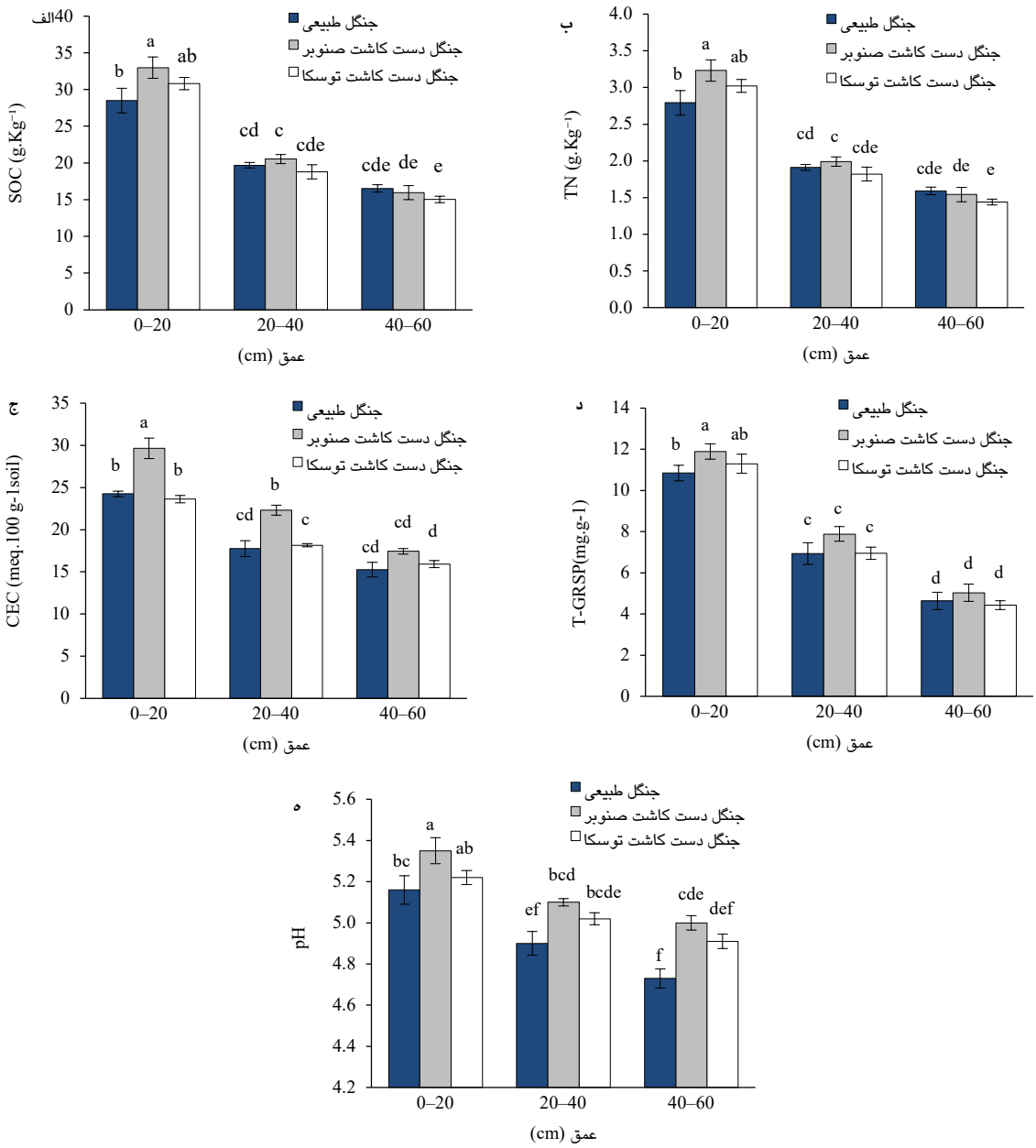
منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات				
		pH	MWD	BD	n	DC
		-	(میلی‌متر)	(گرم بر سانتی‌متر مکعب)	(درصد)	
بلوک	۲	۰/۰۱ ns	۰/۰۰۶ ns	۰/۰۰۵ ns	۱/۳۳ ns	۱/۵۱ ns
کاربری	۲	۰/۱۲ **	۰/۰۵ *	۰/۰۵ **	۵۱/۵۲ **	۶۹/۶۵ **
عمق	۲	۰/۳ **	۴/۰۱ **	۰/۳۲ **	۴۰۲/۵۹ **	۴۹۶/۳۸ **
کاربری×عمق	۴	۰/۱۰ **	۱/۰۴ **	۰/۰۹ **	۱۱۵/۹ **	۱۴۵/۲۷ **
اشتباه	۱۶	۰/۰۰۶	۰/۰۱	۰/۰۰۴	۱/۹۱	۰/۶۴
درصد ضریب تغییرات	–	۱/۵	۹/۶	۴/۸۱	۳/۱۵	۴/۵۲

** و * به‌ترتیب در سطح احتمال ۱ و ۵ درصد معنی‌دار و ns عدم اختلاف معنی‌دار است. MWD (میانگین وزنی قطر خاکدانه)[1]، BD (وزن مخصوص ظاهری)[2]، DC (رس قابل انتشار)[3] و n (تخلخل)[4]، CV: درصد ضریب تغییرات

ویژگی‌های شیمیایی

بر اساس نتایج به‌دست‌آمده از جدول ۲، اگرچه اثر اصلی کاربری بر مقدار کربن آلی خاک (SOC) معنی‌دار نبوده، ولی به‌طور معنی‌داری ($P< 0.01$) تحت تأثیر نوع کاربری و عمق خاک قرار گرفت. مقدار کربن آلی خاک در کاربری جنگل دست‌کاشت صنوبر بیش‌تر از دو رویشگاه جنگلی دیگر بود. به‌طوری‌که در لایه سطحی (۰-۲۰ سانتی‌متر)، SOC در جنگل دست‌کاشت صنوبر به‌ترتیب ۱۳/۶۱ و ۶/۵۵ درصد بیش‌تر از جنگل طبیعی و جنگل دست‌کاشت توسکا به‌دست آمد (شکل۱- الف). رویشگاه‌های مختلف به‌دلیل داشتن پوشش گیاهی متنوع و به‌دنبال آن تولید مواد آلی با مقادیر و ویژگی‌های متفاوت دارای ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی متفاوتی نیز هستند (Galindo et al., 2022). در واقع کمیت و کیفیت مواد آلی ورودی در رویشگاه‌ها تحت تأثیر پوشش‌های گیاهی مختلف، تغییر می‌کند (Parsapour et al., 2018; Berkelmann et al., 2020). با توجه به این‌که پوشش جنگل طبیعی مورد مطالعه در این پژوهش دارای گونه‌های درختی سوزنی برگان می‌باشد و بقایای آن‌ها مقاوم به تجزیه بوده، لذا کربن آلی خاک نیز در این رویشگاه کم‌تر از دو پوشش جنگلی دیگر بود. از طرفی نشان داده شده است در توده توسکا ییلاقی، به‌عنوان یک توده تثبیت کننده ازت، اغلب عناصر تغذیه‌ای در برگ سبز و عناصر بازگشتی از قبیل نیتروژن، پتاسیم و منیزیم در لاشبرگ به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از توده سوزنی برگان می‌باشد (Rostam Abadi et al., 2010). مواد آلی به‌عنوان منبع اصلی تأمین‌کننده نیتروژن و فسفر خاک محسوب می‌شود (Sánchez-Marañón et al., 2002). به‌طوری که میزان پوشش گیاهی، لاشبرگ و تجزیه آن‌ها در سطح خاک و میزان مواد آلی لایه معدنی خاک، می‌تواند تأثیر به‌سزایی در افزایش میزان نیتروژن و فسفر داشته باشد (Rahimi et al., 2020: Mazouji et al., 2020). تغییرات نیتروژن کل خاک مشابه و همسو با تغییرات کربن آلی در طول زمان است، به‌طوری‌که هرگونه تغییر در میزان ماده آلی خاک به تغییرات در میزان نیتروژن کل خاک می‌انجامد (Song et al., 2012). نتایج این پژوهش نشان داد میزان نیتروژن کل خاک از مقدار کربن آلی خاک در کاربری‌ها و عمق‌های مورد مطالعه تبعیت می‌کند، به‌طوری‌که بیشترین مقدار نیتروژن کل خاک در عمق سطحی جنگل دست‌کاشت صنوبر (۳/۲۳ گرم بر کیلوگرم) مشاهده شد (شکل ۱-ب).

[1] Mean Weight Diameter
[2] Bulk Density
[3] Dispersible Clay
[4] Porosity



شکل ۱- مقایسه میانگین اثر متقابل نوع کاربری (جنگل طبیعی، صنوبر و توسکا) و عمق خاک (۲۰-۰، ۴۰-۲۰ و ۶۰-۴۰ سانتی‌متر) (n=3)، بر مقادیر کربن آلی خاک (SOC)، نیتروژن کل (TN)، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)، گلومالین کل (T-GRSP) و واکنش خاک (pH). حروف متفاوت در بالای ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌ها در سطح احتمال یک درصد و خطوط عمودی بیانگر مقادیر خطای استاندارد می‌باشند

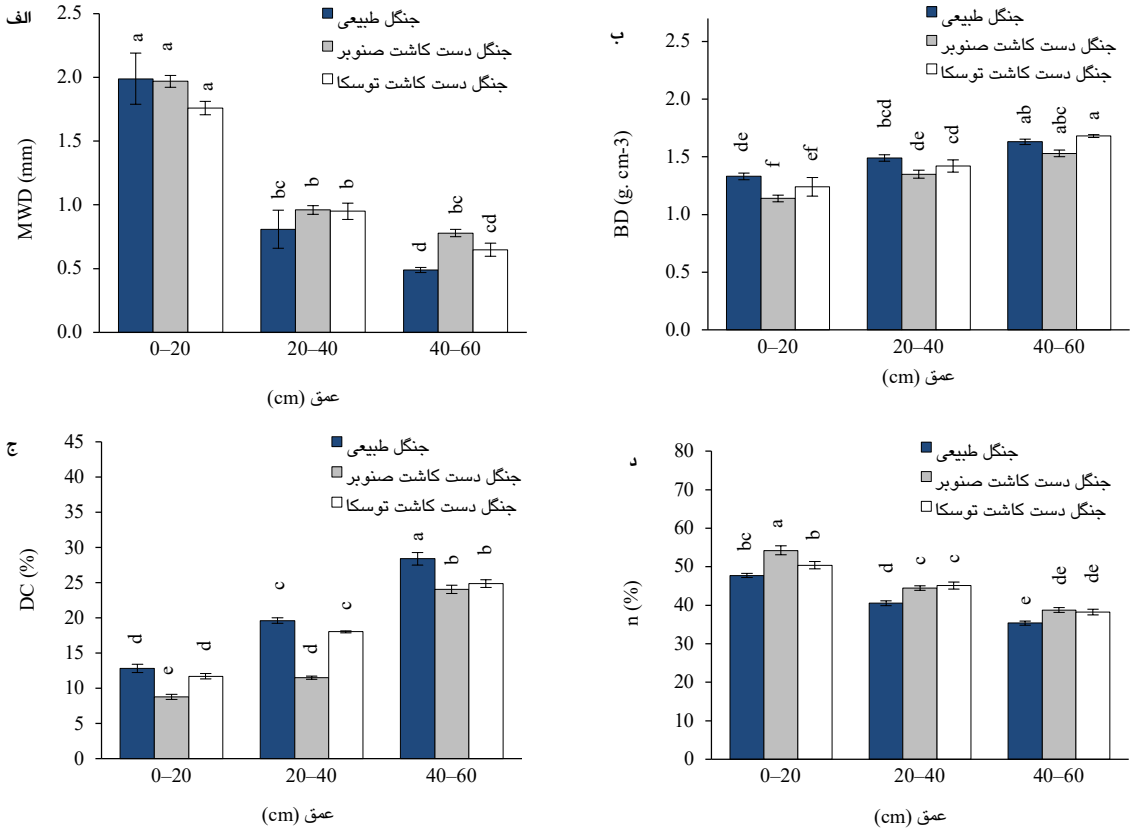
از دیگر مشخصه‌های مرتبط با ماده آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک (Liu et al., 2020) و گلومالین کل (T-GRSP) می‌باشد. نتایج نشان داد همسو با تغییرات کربن آلی خاک، بیشترین مقادیر CEC و T-GRSP در کاربری جنگل دست‌کاشت صنوبر و عمق سطحی آن است. در واقع پوشش جنگلی صنوبر توانست با افزایش ۱۸/۲۵ و ۲۰/۳۳ درصدی CEC و ۸/۷۵ و ۴/۹۶ درصدی T-GRSP به‌ترتیب نسبت به پوشش جنگل طبیعی و

توسکا موفق عمل کند (شکل ۱- ج و د). در همین راستا بسیاری از مطالعات گزارش کرده‌اند که ظرفیت تبادل کاتیونی خاک با افزایش مواد آلی خاک افزایش می‌یابد (Zhao et al., 2019; Liu et al., 2020). در واقع در اثر تجزیه مواد آلی خاک و ایجاد گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار مانند کربوکسیل و عمل ازدست‌دادن پروتون، باعث ایجاد بار منفی در مولد آلی می‌شود که آن نیز بر میزان ظرفیت تبادل کاتیونی تأثیر می‌گذارد (Bolan et al., 1999). همچنین در اکوسیستم‌های چندساله با پوشش دائمی گیاه و حداقل اختلال مکانیکی، به‌دلیل وجود شبکه ریشه‌ای فعال و ارتباط مستمر قارچ‌های مایکوریزی، افزایش میزان گلومالین خاک گزارش شده است (Borie et al., 2008). واکنش خاک از جمله مهم‌ترین ویژگی‌های شیمیایی آن است که بر فرآیندهای زیستی، قابلیت جذب عناصر غذایی و پایداری ترکیبات آلی تأثیر می‌گذارد. نتایج این پژوهش نشان داد بیشترین و کمترین میزان pH خاک به ترتیب در عمق سطحی پوشش جنگلی صنوبر (۵/۳۵) و عمق ۶۰-۴۰ سانتی‌متر کاربری جنگل طبیعی (۴/۷۳) قرار دارد (شکل۱- ه). تغییرات pH خاک تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی، کیفیت لاشبرگ و فرایندهای تجزیه مواد آلی قرار می‌گیرد، به‌طوری‌که تجزیه بقایای گیاهی و تولید اسیدهای آلی می‌تواند موجب کاهش pH خاک در برخی کاربری‌های جنگلی شود. همچنین با افزایش عمق خاک و کاهش ورود بقایای آلی، شرایط شیمیایی خاک تغییر یافته و نوسانات pH مشاهده می‌شود. نتایج مطالعات مختلف نیز نشان داده‌اند که نوع گونه‌های جنگلی و مقدار مواد آلی خاک نقش مهمی در تغییرات pH خاک دارند (Augusto et al., 2002; Neina, 2019).

ویژگی‌های فیزیکی

نتایج تجزیه واریانس نشان‌دهنده تفاوت آماری معنی‌دار ($P<0.01$) ویژگی‌های فیزیکی خاک در عمق و کاربری‌های مورد بررسی است (جدول ۳). نتایج به‌دست آمده نشان داد بیشترین و کمترین مقدار جرم مخصوص ظاهری به‌ترتیب در عمق ۶۰-۴۰ سانتی‌متری رویشگاه جنگل دست‌کاشت توسکا (۱/۶۸ گرم بر سانتی‌متر مکعب) و عمق سطحی رویشگاه جنگل دست‌کاشت صنوبر (۱/۱۴ گرم بر سانتی‌متر مکعب) قرار دارد (شکل ۲-الف). جرم مخصوص ظاهری همبستگی بالایی با کربن آلی خاک دارد (Zhou et al., 2015; Xiao et al., 2021). طبق نتایج این پژوهش، با افزایش عمق و کاهش کربن آلی خاک، جرم مخصوص ظاهری افزایش یافت. در واقع در لایه‌های عمیق‌تر خاک به‌دلیل وزن طبقات سطحی، کمتر بودن ماده آلی و کاهش زی‌توده ریشه و بقایای گیاهی، وزن مخصوص ظاهری نسبت به لایه‌های سطحی بیشتر است (Zhang et al., 2019). در رویشگاه‌های جنگلی، پایداری ساختار خاک به واسطه ریشه‌های دائمی و ورود مستمر مواد آلی به خاک، موجب افزایش میانگین وزنی قطر خاکدانه (MWD) می‌شود. در همین‌راستا بیشترین مقدار MWD در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری جنگل طبیعی (۱/۹۹ میلی‌متر) به‌دست آمد، با این‌حال تفاوت معنی‌داری در عمق سطحی سه رویشگاه جنگلی این پژوهش مشاهده نگردید (شکل ۲-ب). از آن‌جا که، کربن آلی از عوامل اصلی خاکدانه‌سازی بوده و با افزایش میزان آن در خاک، خاکدانه‌های درشت و پایدار تشکیل می‌شود (Delelegn et al., 2017) با افزایش عمق و کاهش کربن آلی، کاهش MWD اتفاق افتاد. از دیگر مشخصه‌های فیزیکی بررسی شده در این پژوهش، تخلخل (n) و رس قابل انتشار در آب (DC) می‌باشد. عوامل زیادی در میزان رس قابل‌انتشار در آب مؤثر می‌باشد که از جمله این عوامل می‌توان به مقدار کربن آلی در خاک، میزان سدیم تبادلی و نحوه مدیریت اراضی اشاره نمود. در واقع ماده آلی در خاک باعث جلوگیری از پراکنش رس‌ها شده و در مقابل عملیات زراعی موجب افزایش رس قابل‌انتشار از طریق تخریب خاکدانه می‌گردد (Dexter and Czyz, 2000). لذا انتظار می‌رود در حضور کربن آلی بیشتر، رس قابل انتشار کمتر شود، نتایج این پژوهش مؤید این مطلب است، چرا که کمترین میزان رس

قابل انتشار در جنگل دست‌کاشت صنوبر و عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری (۸/۷۸ درصد) مشاهده شد (شکل ۲-ج). در مقابل بهبود برخی از خصوصیات ساختمان خاک مانند تخلخل، نفوذپذیری، زهکشی و ظرفیت نگه‌داری آب، در اثر تجمع کربن آلی در خاک قابل انتظار می‌باشد (Wei et al., 2021). همسو با این مطلب، بیشترین درصد تخلخل در عمق سطحی جنگل دست‌کاشت صنوبر (۵٤/۲۲) به‌دست آمد (شکل ۲-د).

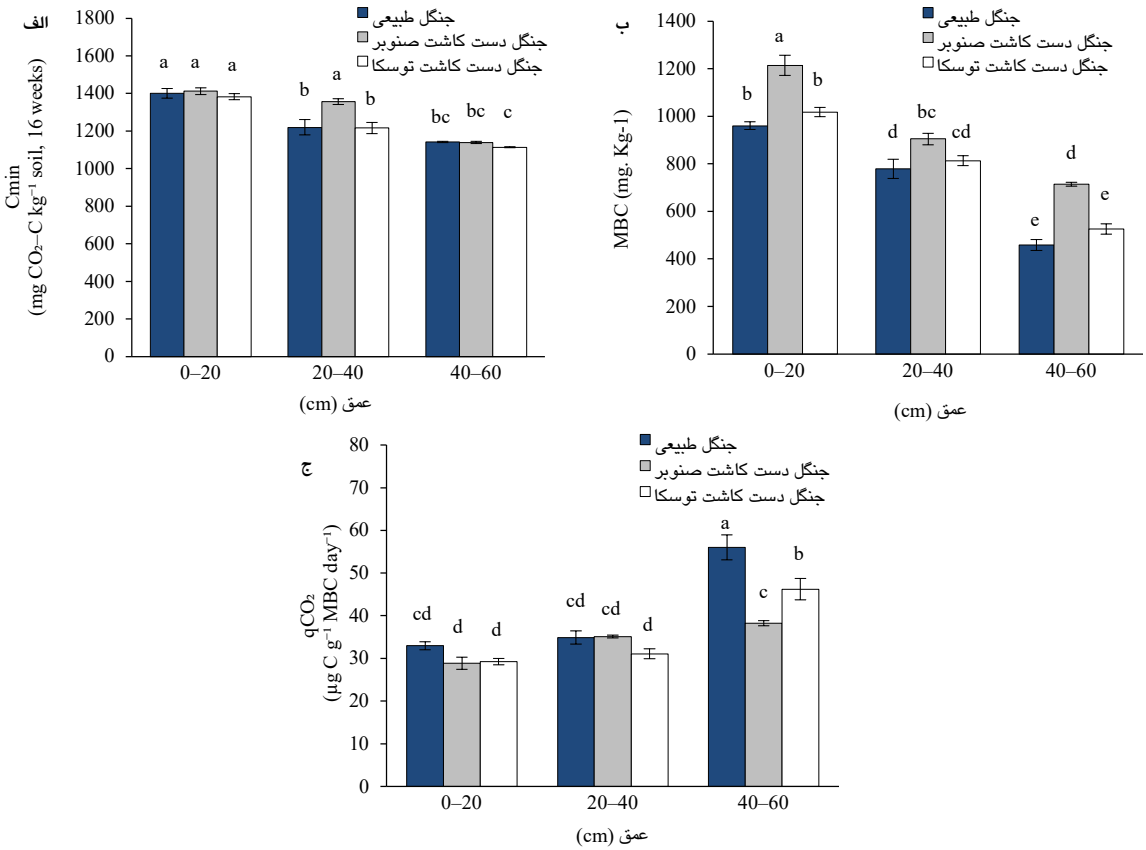


شکل۲- مقایسه میانگین اثر متقابل نوع کاربری (جنگل طبیعی، صنوبر و توسکا) و عمق خاک (۲۰-۰، ۴۰-۲۰ و ۶۰-۴۰ سانتی‌متر) (n=3)، بر مقادیر میانگین وزنی قطر خاکدانه (MWD)، وزن مخصوص ظاهری (BD)، رس قابل انتشار (DC) و تخلخل (n). حروف متفاوت در بالای ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌ها در سطح احتمال یک درصد و خطوط عمودی بیانگر مقادیر خطای استاندارد می‌باشند.

ویژگی‌های زیستی

تنفس میکروبی (Cmin)، زیست‌توده میکروبی (MBC) و شاخص کسر متابولیکی (qCO_2) نیز به‌طور معنی‌داری ($p < 0.01$) تحت اثر متقابل نوع کاربری و عمق خاک قرار گرفتند. تنفس خاک نشان دهنده فعالیت‌های زیستی و تجزیه بقایای گیاه می‌باشد (Ferreira et al., 2016). در واقع، میزان تجزیه و سطح تنفس خاک که متأثر از کیفیت بقایای ورودی به خاک هستند، تحت تأثیر پوشش گیاهی مختلف قرار دارد. انواع پوشش‌های گیاهی نقش مهمی در عملکرد اکوسیستم‌های مختلف دارند (Bünemann et al., 2018; Hasan et al., 2020). تراکم میکروارگانیسم‌های خاک در رویشگاه‌های جنگل طبیعی به‌طور قابل توجهی بالاتر از رویشگاه‌های دیگر است (Di Carlo et al., 2019; Mulia et al., 2021). که با نتایج به‌دست آمده در پژوهش حاضر هم‌خوانی ندارد. در این پژوهش بیشترین Cmin و MBC متعلق به عمق سطحی جنگل دست‌کاشت

صنوبر می‌باشد (شکل ۳- الف و ب).



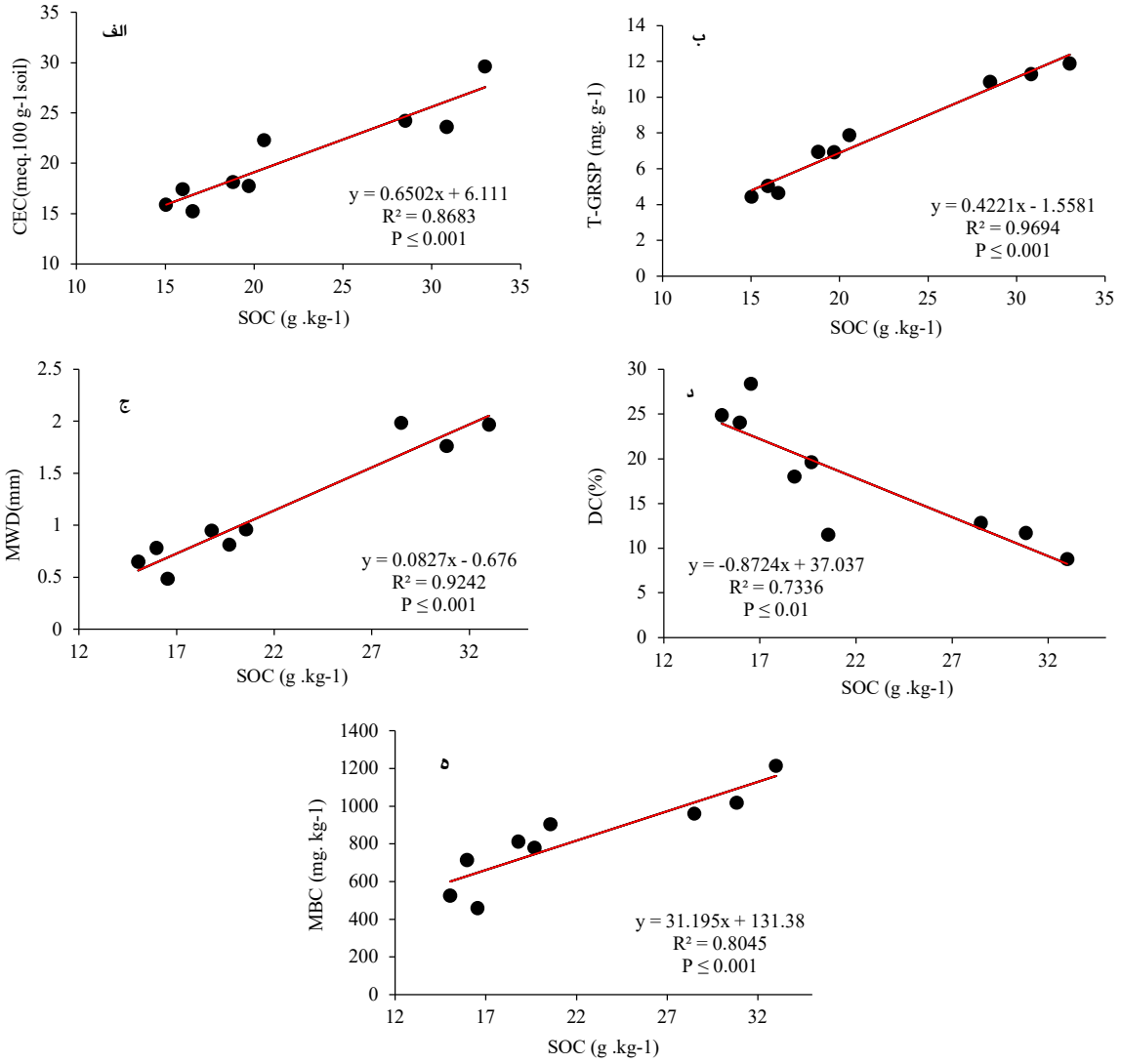
شکل ۳- مقایسه میانگین اثر متقابل نوع کاربری (جنگل طبیعی، صنوبر و توسکا) و عمق خاک (۲۰–۰، ۴۰–۲۰ و ۶۰–۴۰ سانتی‌متر) (n=3)، بر مقادیر تنفس تجمعی میکروبی (Cmin)، کربن زیست‌توده میکروبی (MBC) و شاخص کسر متابولیکی (qCO_2). حروف متفاوت در بالای ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌ها در سطح احتمال یک درصد و خطوط عمودی بیانگر مقادیر خطای استاندارد می‌باشند.

در واقع تراکم بالای درختان در زیستگاه جنگل و همچنین وجود گونه‌های درختی نقش اساسی در تراکم موجودات زنده دارد. از طرفی وجود درختان می‌تواند با ایجاد سایه، در فصل تابستان، یک میکرواقلیم مناسب برای فعالیت موجودات خاک‌زی فراهم کند (Sarlo, 2006; Sabrina et al., 2009). لذا در این پژوهش، با توجه به وجود گونه‌های درختی سوزنی برگان در پوشش جنگل طبیعی، تراکم پوششی بالا و سایه انداز مناسب وجود نداشت. در مقابل، جنگل‌های دست‌کاشت صنوبر و توسکا به‌دلیل دارا بودن برگ‌های پهن در ایجاد بقایای ورودی با کیفیت به خاک و سایه‌انداز کافی، موفق عمل کردند. در این پژوهش، کاهش قابل‌توجه زیست‌توده میکروبی و همچنین شدت تنفس میکروبی با افزایش عمق خاک مشاهده شد. این روند بازتابی از کاهش تدریجی مواد آلی تازه، بقایای ریشه‌ها و فعالیت‌های زیستی در لایه‌های زیرسطحی است که پیش‌تر نیز توسط دووه و همکاران (Dove et al., 2021) گزارش شده است. شاخص کسر متابولیکی (qCO_2) که نسبت تنفس میکروبی به زیست‌توده میکروبی را نشان می‌دهد، در کاربری جنگل طبیعی و عمق ۴۰–۶۰ سانتی‌متری بیشترین (۵۶/۰۴ میکروگرم C بر گرم MBC در روز) و در عمق ۲۰–۰ سانتی‌متری جنگل دست‌کاشت صنوبر کمترین مقدار (۲۸/۸۹ میکروگرم C بر گرم MBC در روز) را داشت و با افزایش عمق روندی افزایشی نشان داد (شکل ۲-ج). مقدار بالای qCO_2 به‌عنوان نشانه‌ای از کاهش کارایی متابولیکی میکروارگانیسم‌ها در شرایط

تنش‌زا مانند محیط‌های بی‌هوازی یا دارای منابع محدود کربن شناخته می‌شود (Anderson and Domsch, 1990; Wardle and Ghani, 1995). در چنین شرایطی، بخش عمده‌ای از کربن مصرفی صرف نگه‌داری سلولی و بقاء می‌شود، نه سنتز زیست‌توده و در نتیجه بازده زیستی کاهش می‌یابد (Jia and Liu, 2017).

نتایج تجزیه و تحلیل رگرسیونی برخی شاخص‌های اندازه‌گیری شده

به‌منظور انجام تحلیل رگرسیونی و بررسی روابط بین متغیرها، از میانگین سه تکرار هر کاربری در هر عمق استفاده گردید. نتایج حاصل از تحلیل رگرسیونی خطی بین کربن آلی خاک (SOC) و برخی از شاخص‌های کیفیت خاک حاکی از روابط مثبت و معنی‌دار میان آن‌ها است. تأثیر SOC به‌عنوان یک عنصر کلیدی در سلامتی و باروری خاک غیرقابل‌انکار است (Lal, 2016; Bünemann et al., 2018). از جمله می‌توان به تأثیرات عمده آن بر بسیاری از خواص خاک مانند عناصر غذایی، ظرفیت تبادل کاتیونی و آنیونی و ساختمان خاک اشاره کرد (Zech et al., 1997; Mao et al., 2014).



شکل ۴- رابطه بین کربن آلی خاک و برخی از ویژگی‌های خاک در منطقه مورد مطالعه

نتایج تحلیل رگرسیونی بین غلظت کربن آلی خاک و CEC (ضریب تعیین ۰/۸۷)، T-GRS (ضریب تعیین ۰/۹۷) و MWD (ضریب تعیین ۰/۹۲) تأیید کننده مطلب فوق است (شکل ٤- الف، ب و ج).

در واقع وجود همبستگی مثبت و بسیار قوی، نشان از نقش با اهمیت کربن آلی خاک در حفظ و ارتقاء شاخص‌های کیفیت خاک می‌باشد. طبق پژوهش‌ها، کاهش ذخیره کربن آلی خاک احتمال فرسایش‌پذیری، رواناب و فشردگی خاک را افزایش داده که منجر به تغییرات در ساختمان و حاصلخیزی خاک می‌شود (Hoover, 2002). این اثر نیز از ضریب تعیین بین SOC و DC که برابر با ۰/۷۳ بود، و نشان‌دهنده همبستگی قوی و منفی میان این دو متغیر است، قابل استنباط می‌باشد (شکل ٤-د). نتایج تحلیل رگرسیونی بین غلظت کربن آلی خاک و زیست‌توده میکروبی نیز وجود رابطه‌ای مثبت و بسیار معنی‌دار را نشان داد (شکل ٤-ه). با افزایش مقدار کربن آلی، میزان زیست‌توده میکروبی به‌طور قابل توجهی افزایش یافت که این موضوع بیانگر وابستگی شدید جوامع میکروبی خاک به منابع کربنی قابل تجزیه است. به‌طور کلی، نتایج تحلیل‌های رگرسیونی بیانگر آن است که افزایش کربن آلی خاک از طریق ارتقای فعالیت‌های میکروبی و افزایش سنتز ترکیبات پلیمری مانند گلومالین، موجب بهبود پایداری ساختاری و زیستی خاک در اکوسیستم‌های مختلف منطقه فومن می‌شود.

نتیجه‌گیری

بر اساس یافته‌های این پژوهش، جنگل دست‌کاشت صنوبر با داشتن گونه‌های پهن‌برگ، نسبت به جنگل طبیعی و جنگل دست‌کاشت توسکا، مقدار کربن آلی بیش‌تری داشت. در پی آن، کمترین میزان شاخص کسر متابولیکی، رس قابل انتشار و جرم مخصوص ظاهری، و بیشترین مقدار تخلخل، گلومالین کل، نیتروژن کل، ظرفیت تبادل کاتیونی، تنفس میکروبی و زیست‌توده میکروبی در این کاربری مشاهده شد. همچنین نتایج تجزیه و تحلیل رگرسیونی نشان داد که برخی از این پارامترها همبستگی بالایی با کربن آلی خاک دارند. یافته‌های این پژوهش نشان می‌دهد نوع پوشش گیاهی از طریق تأثیر بر کیفیت بقایای ورودی به خاک، بر مقدار کربن آلی تأثیرگذار است. کربن آلی خاک به‌عنوان یک شاخص تعیین‌کننده و اثرگذار در کیفیت خاک شناخته می‌شود و می‌تواند موجب بهبود سایر ویژگی‌های مرتبط با کیفیت خاک گردد.

REFERENCES

Aguilar-Fernández, R., Gavito, M. E., Peña-Claros, M., Pulleman, M., & Kuyper, T. W. (2020). Exploring linkages between supporting, regulating, and provisioning ecosystem services in rangelands in a tropical agro-forest frontier. *Land, 9*(12), 511.

An, S., Zheng, F., Zhang, F., Van Pelt, S., Hamer, U., & Makeschin, F. (2008). Soil quality degradation processes along a deforestation chronosequence in the Zimuling area, China. *Catena, 75*(3), 248–256.

Anderson, J. P. E. (1983). Soil respiration. *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*, *9*, 831–871.

Anderson, T. H., & Domsch, K. H. (1990). Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry, 22*(2), 251–255.

Angers, D. A., Bullock, M. S., & Mehuys, G. R. (2008). Aggregate stability to water. *Soil sampling and methods of analysis*, *2*, 811-819.

Augusto, L., Ranger, J., Binkley, D., & Rothe, A. (2002). Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. Annals of Forest Science, 59, 233–253.

Azizi Mehr, M., Kooch, Y., & Hosseini, S. M. (2020). The effect of forest degradation intensity on the dynamics of soil microbial activities and biochemical in the plain region of Noshahr. *Iranian Journal of Forest*, 12(2), 175-188 *(In Persian)*.

Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science, 47*(2), 151–163.

Bellassen, V., & Luyssaert, S. (2014). Carbon sequestration: Managing forests in uncertain times. *Nature, 506*(7487), 153–155.

Berkelmann, D., Schneider, D., Meryandini, A., & Daniel, R. (2020). Unravelling the effects of tropical land use conversion on the soil microbiome. *Environmental Microbiome*, *15*(1), 5.

Blake, G. R., & Hartge, K. H. (1986). Bulk density. In A. Klute (Ed.), *Methods of soil analysis: Part 1. Physical and mineralogical methods* (pp. 363–375). Soil Science Society of America.

Bolan, N. S., Naidu, R., Syers, J. K., & Tillman, R. W. (1999). Surface charge and solute interactions in soils. *Advances in agronomy*, *67*, 87-140.

Borie, F., Rubio, R., & Morales, A. (2008). Arbuscular mycorrhizal fungi and soil aggregation. In *Segundo Simposio Internacional Suelos, Ecología y Medioambiente*, Universidad de La Frontera.

Boyd, P. W., Claustre, H., Levy, M., Siegel, D. A., & Weber, T. (2019). Multifaceted particle pumps drive carbon sequestration in the ocean. *Nature, 568*(7752), 327–335.

Bradford, M. M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical biochemistry*, *72*(1-2), 248-254.

Bremner, J. M., & Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen—total. *Methods of soil analysis: part 2 chemical and microbiological properties*, *9*, 595-624.

Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., De Goede, R., & Brussaard, L. (2018). Soil quality A critical review. *Soil Biology and Biochemistry, 120*, 105–125.

Burt, R. (2004). *Soil survey laboratory methods manual* (Version 4.0, Soil Survey Investigations Report No. 42). U.S. Government Printing Office.

Carter, M. R., & Gregorich, E. G. (2008). *Soil Sampling and Methods of Analysis*. P 823-1224, In: Carter, M.R., Gregorich, E.G., (ed.). CRC Press: Boca Raton, FLorida, USA.

Danielson, R. E., & Sutherland, P. L. (1986). Porosity. In A. Klute (Ed.), *Methods of soil analysis: Part 1. Physical and mineralogical methods* (pp. 443–461). Soil Science Society of America.

Delelegn, Y. T., Purahong, W., Blazevic, A., Yitaferu, B., Wubet, T., Göransson, H., & Godbold, D. L. (2017). Changes in land use alter soil quality and aggregate stability in the highlands of northern Ethiopia. *Scientific Reports*, *7*(1), 13602.

Dexter, A. R., & Czyz, E. A. (2000). Effects of soil management on the dispersibility of clay in a sandy soil. *International agrophysics*, *14*(3).

Di Carlo, E., Chen, C. R., Haynes, R. J., Phillips, I. R., & Courtney, R. (2019). Soil quality and vegetation performance in rehabilitated mine soils: A review. *Soil Research*.

Dove, N. C., Barnes, M. E., Moreland, K., Graham, R. C., Berhe, A. A., & Hart, S. C. (2021). Depth dependence of climatic controls on soil microbial community activity and composition. *ISME Communications, 1*(1), 78.

FAO, IFAD, UNICEF, WFP, & WHO. (2018). *the state of food security and nutrition in the world 2018: Building climate resilience for food security and nutrition*. FAO.

Ferreira, A. C. C., Leite, L. F. C., Araújo, A. S. F., & Eisenhauer, N. (2016). Land use type effects on soil organic carbon and microbial properties in a semi-arid region of Northeast Brazil. *Land Degradation and Development, 27*(6), 1715–1725.

Flower, C., Fant, J., Hoban, S., Knight, K., Steger, L., Aubihl, E., Gonzalez-Meler, M., Forry, S., Hille, A., & Royo, A. (2018). Optimizing conservation strategies for a threatened tree species: In situ conservation of white ash (*Fraxinus americana* L.) genetic diversity through insecticide treatment. *Forests, 9*, 202.

Galindo, V., Giraldo, C., Lavelle, P., Armbrecht, I., & Fonte, S. J. (2022). Land use conversion to agriculture impacts soil biodiversity and ecosystem services in tropical landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 326*, 107777.

Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., Schlesinger, W. H., Shoch, D., Siikamäki, J. V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R. T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M. R., Herrero, M., Kiesecker, J., Landis, E., Laestadius, L., Leavitt, S. M., Minnemeyer, S., Polasky, S., Potapov, P., Putz, F. E., Sanderman, J., Silvius, M., Wollenberg, E., & Fargione, J. (2017). Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 114*(44), 11645–11650.

Han, M., & Zhu, B. (2020). Changes in soil greenhouse gas fluxes by land use change from primary forest. *Global Change Biology, 26*(4), 2656–2667.

Harris, N. L., Gibbs, D. A., Baccini, A., Birdsey, R. A., De Bruin, S., Farina, M., & Tyukavina, A. (2021). Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. *Nature Climate Change*, *11*(3), 234-240.

Hasan, S. S., Zhen, L., Miah, M. G., Ahamed, T., & Samie, A. (2020). Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development, 34*, 100527.

Hoover, C. M. (2002). Soil carbon sequestration and forest management: challenges and opportunities. *The potential of US forest soils to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect*, 211-238.

Humpenöder, F., Popp, A., Dietrich, J. P., Klein, D., Lotze-Campen, H., Bonsch, M., Bodirsky, B. L., Weindl, I., Stevanović, M., & Müller, C. (2014). Investigating afforestation and bioenergy CCS as climate change mitigation strategies. *Environmental Research Letters, 9*, 064029.

Jia, G., & Liu, X. (2017). Soil microbial biomass and metabolic quotient across a gradient of the duration of annually cyclic drainage of hillslope riparian zone in the three gorges reservoir area. *Ecological Engineering*, *99*, 366-373.

Köhl, M., Lasco, R., Cifuentes, M., Jonsson, Ö., Korhonen, K. T., Mundhenk, P., & Stinson, G. (2015). Changes in forest production, biomass and carbon: Results from the 2015 UN FAO Global Forest Resource Assessment. *Forest Ecology and Management*, *352*, 21-34.

Kooch, Y. (2012). *Soil variability related to pit and mound, canopy cover and individual trees in a Hyrcanian Oriental beech stand* (Doctoral dissertation). Tarbiat Modares University.

Kooch, Y., & Ghaderi, E. (2023). The effect of *Crataegus* and *Berberis* canopy types on bioindicators of soil quality in a semi-arid climate. *Journal of Arid Environments, 208*, 104862.

Kooch, Y., Ehsani, S., & Akbarinia, M. (2020). Stratification of soil organic matter and biota dynamics in natural and anthropogenic ecosystems. *Soil and Tillage Research, 200*, 104621.

Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and energy security*, *5*(4), 212-222.

Liu, J., Wang, Z., Hu, F., Xu, C., Ma, R., & Zhao, S. (2020). Soil organic matter and silt contents determine soil particle surface electrochemical properties across a long-term natural restoration grassland. *Catena, 190*, 104526.

Ma, S., Zhu, B., Chen, G., Ni, X., Zhou, L., Su, H., & Fang, J. (2022). Loss of soil microbial residue carbon by converting a tropical forest to tea plantation. *Science of the Total Environment, 818*, 151742.

Mao, Y., Sang, S., Liu, S., & Jia, J. (2014). Spatial distribution of pH and organic matter in urban soils and its implications on site-specific land uses in Xuzhou, China. *Comptes rendus biologies*, *337*(5), 332-337.

Mazouji, M., Mohammadi Samani, K., & Hosseini, V. (2020). The variation in density and biomass of earthworms with physical and chemical properties of soil after forest land-use change. *Iranian Journal of Forest*, *12*(2), 203-218. *(In Persian).*

Mir, Y. H., Ganie, M. A., Shah, T. I., Bangroo, S. A., Mir, S. A., Shah, A. M., & Rahman, S. U. (2023). Soil microbial and enzyme activities in different land use systems of the Northwestern Himalayas. *PeerJ*, *11*, e15993.

Mulia, R., Hoang, S. V., Dinh, V. M., Duong, N. B. T., Nguyen, A. D., Lam, D. H., Thi Hoang, D. T., & van Noordwijk, M. (2021). Soil quality and ecosystem functions across land-use systems from natural forest to agroforestry. *Land*.

Neina, D. (2019). The role of soil pH in plant nutrition and soil remediation. *Applied and Environmental Soil Science, 2019*, 1–9.

Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D. R., Chan, K. M. A., Daily, G. C., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T. H., & Shaw, M. R. (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment, 7*(1), 4–11.

Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., & Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature, 520*(7545), 45–50.

Osman, K. T. (2013). Physical properties of forest soils. In *Forest soils: Properties and management* (pp. 19–44). Springer.

Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S. W., McGuire, A. D., Piao, S., Rautiainen,

A., Sitch, S., & Hayes, D. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science, 333*(6045), 988–993.

Parsapour, M. K., Kooch, Y., Hosseini, S. M., & Alavi, S. J. (2018). Litter and topsoil in Alnus subcordata plantation on former degraded natural forest land: a synthesis of age-sequence. *Soil and Tillage Research*, *179*, 1-10.

Rahimi, J., Mohammadi, S. K., Shabanian, N., & Rahmani, M. S. (2020). Investigating Some Chemical Soil Properties in the Pollarded and Less-disturbed Forest Stands in the Northern Zagros (Case study: Baneh forest. Kurdistan), *Journal of Environmental Sciences and Technology*, 22(3), 55-68. *(In Persian).*

Rostam Abadi, A., Tabari, M., Salehi, A., Sayyad, E., & Salehi, A. (2010). Comparison of nutrient uptake, recovery, and resorption in bald alder and *Taxodium* habitats in the Amol–Mazandaran area. *Journal of Wood and Forest Science and Technology Research, 1*(17), 65–78.

Sabrina, T., Hanafi, M. M., Nor Azwady, A. A., & Mahmud, T. M. M. (2009). Earthworm populations and cast properties under different land use systems. *Malaysian Journal of Soil Science*.

Sánchez-Marañón, M., Delgado, G., Delgado, R., and Martín-García, J. M. (2002).

Sarlo, M. (2006). Individual tree species effect on earthworm biomass in a tropical plantation, Panama. Caribbean.

Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M. J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., & Fabrika, M. (2017).Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change, 7*, 395–402.

Shao, S., Li, Y., Li, Z., Ma, X., Zhu, Y., Luo, Y., & Li, Q. (2024). Impact of tea tree cultivation on soil microbiota, soil organic matter, and nitrogen cycling in mountainous plantations. *Agronomy*, *14*(3), 638.

Soman, T., Rafay, M. F., Hune, S., Allen, A., MacGregor, D., & deVeber, G. (2006).The risks and safety of clopidogrel in pediatric arterial ischemic stroke. *Stroke, 37*(4), 1120–1122.

Song, Y., Song, C., Yang, G., Miao, Y., Wang, J., & Guo, Y. (2012). Changes in labile organic carbon fractions and soil enzyme activities after marshland reclamation and restoration in the Sanjiang Plain in Northeast China. *Environmental management*, *50*, 418-426.

Tellen, V. A., & Yerima, B. P. (2018). Effects of land use change on soil physicochemical properties in selected areas in the North West region of Cameroon. *Environmental systems research*, *7*(1), 1-29.

Vance, E. D., Brookes, P. C., & Jenkinson, D. S. (1987). Microbial biomass measurements in forest soils: the use of the chloroform fumigation-incubation method in strongly acid soils. *Soil Biology and Biochemistry*, *19*(6), 697-702.

Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, *37*(1), 29-38.

Wardle, D. A., & Ghani, A. (1995). A critique of the microbial metabolic quotient (qCO2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biology and Biochemistry*, *27*(12), 1601-1610.

Wei, Y. M., Kang, J. N., Liu, L. C., Li, Q., Wang, P. T., Hou, J. J., & Yu, B. (2021). A proposed global layout of carbon capture and storage in line with a 2 C climate target. *Nature Climate Change*, *11* (2), 112-118.

Williams, C. A., Gu, H., MacLean, R., Masek, J. G., & Collatz, G. J. (2016). Disturbance and the carbon balance of US forests: A quantitative review of impacts from harvests, fires, insects, and droughts. *Global and Planetary Change, 143*, 66–80.

Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M., & Herold, M. (2021). Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature communications*, *12*(1), 2501.

Xiao, L., Bi, Y., Du, S., Wang, Y., Guo, C., & Christie, P. (2021). Response of ecological stoichiometry and stoichiometric homeostasis in the plant-litter-soil system to re-vegetation type in arid mining subsidence areas. *Journal of Arid Environments, 184*(7), 1-9. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104298

Zech, W., Senesi, N., Guggenberger, G., Kaiser, K., Lehmann, J., Miano, T. M., & Schroth, G. (1997). Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma*, *79*(1-4), 117-161.

Zhang, Q., Shao, M., Jia, X., & Wei, X. (2019). Changes in soil physical and chemical properties after short drought stress in semi-humid forests. *Geoderma*, *338*, 170-177.

Zhao, Z., Chang, E., Lai, P., Dong, Y., Xu, R., Fang, D., & Jiang, J. (2019). Evolution of soil surface charge in a chronosequence of paddy soil derived from Alfisol. *Soil and Tillage Research*, *192*, 144-150.

Zhou, W. J., Sha, L. Q., Schaefer, D. A., Zhang, Y. P., Song, Q. H., Tan, Z. H., ... & Guan, H. L. (2015). Direct effects of litter decomposition on soil dissolved organic carbon and nitrogen in a tropical rainforest. *Soil Biology and Biochemistry, 81*(2), 255-258. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.11.019.