**Journal of Water and Soil**
**Homepage:** https://jsw.um.ac.ir

**Research Article**
**Vol. 37, No. 5, Dec.-Jan., 2023, p. 701-720**

# The Effect of Plantation Stands with Different Ages and Rangeland Cover on the Properties of Organic and Surface Soil Layer

**Y. Kooch[1]*, M. Tavakoli Feizabadi[2], K. Haghverdi[3]**
1- Associate Professor, Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran
(*- Correspounding Author Email: yahya.kooch@modares.ac.ir)
2- Ph.D. Student of Forest Sciences, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran
3- Assistant Professor, Department of Wood and Paper Science and Technology, Karaj Branch, Islamic Azad University, Karaj, Iran

Received: 04-05-2023
Revised: 27-09-2023
Accepted: 18-10-2023
Available Online: 21-10-2023

**How to cite this article:**
Kooch, Y., Tavakoli Feizabadi, M., & Haghverdi, K. (2023). The Effect of Plantation Stands with Different Ages and Rangeland cover on the Properties of Organic and Surface Soil Layer. *Journal of Water and Soil*, *37*(5), 701-720. (In Persian with English abstract). https://doi.org/10.22067/jsw.2023.82251.1280

## Introduction

Soil, as habitat substrate, helps to regulate important ecosystem processes, including nutrient absorption, organic matter decomposition. Water availability and the well-being of humanity are directly linked to soil functions. On the other hand, vegetation with different species and ages have significant effects on the status of the surface soil layer through the creation of diverse environmental conditions and the production of different organic substances. However, few studies have been conducted in relation to the effect of the age of afforestation and the type of vegetation on the soil status. Considering that a practical, complete and effective assessment of soil condition should be the result of simultaneous measurement of physical, chemical and biological indicators, hereupon, the present study aimed to investigate the effect of 20-year old poplar stand, 20-year old maple stand, 10-year old poplar stand, 10-year old maple stand and rangeland cover, in plot 3 of Delak-Khil series of wood and paper forests in Mazandaran province, on the organic layer properties and physical, chemical and biological (including microbial activities, enzyme activity, earthworm population and biomass, the number of soil nematodes and root biomass) properties of the surface soil layer.

## Materials and Methods

For this purpose, some parts of the study area were selected which are continuous with each other and have minimum height difference from the sea level, minimum change in percentage and direction of slope. Then, in order to take samples from the organic and surface layer of the soil, three one-hectare plots with distances of at least 600 meters were selected in each study habitats. From each of the one-hectare plots, 5 leaf litter samples and 5 soil samples (30 cm × 30 cm by 10 cm depth) were taken to the laboratory for analysis . In total, 15 litter samples and 15 soil samples were collected from each of the habitats under study. One part of the soil samples was passed through a 2 mm sieve after air-drying to perform physical and chemical tests, and the second part of the samples was kept at 4 °C for biological tests. One-way analysis of variance tests was used to compare the characteristics of organic layer and soil between the studied habitats. In the following, Duncan's test (P>0.05) was used to compare the average parameters that had significant differences among different habitats.

## Results and Discussion

The results of this research showed that afforested stands with different ages and pasture cover had a significant

©2023 The author(s). This is an open access article distributed under Creative Commons Attribution 4.0 International License (CC BY 4.0), which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source.
https://doi.org/10.22067/jsw.2023.82251.1280

effect on the characteristics of the organic and surface soil layers. The results indicated the improvement of most of the characteristics of the organic and surface soil layer in the afforested stands, especially the 20-year old afforestation compared to the rangeland cover. The organic matter produced in 20-year old afforestation, especially with poplar species, had a higher quality (high nitrogen and carbon content and low carbon-to-nitrogen ratio) compared to organic matter produced in 10-year old afforestation and pasture cover. Most of the physicochemical characteristics of the soil under 20-year old afforestation were in a better condition than the other studied habitats. Also, according to the results of this research, the highest values of biological characteristics such as microbial activity, enzyme activity, and the population of earthworms and nematodes were observed in the subsoil of 20-year old afforestation especially with poplar species. Based on the results obtained from the principal component analysis, the higher values of nitrogen, phosphorus, calcium, magnesium and potassium content of the organic layer led to the improvement of soil fertility characteristics, microbial activities, enzyme activity, earthworm population, the number of soil nematodes and root biomass, respectively, under poplar and maple plantation for 20 years, meanwhile, 10-year old plantation, especially with maple species, and rangeland with the production of organic materials with high carbon content and carbon to nitrogen ratio, resulted in the reduction of organic matter decomposition (greater thickness of organic layer), and consequently the reduction of the mentioned properties of the surface soil layer.

**Conclusion**

According to the findings of this research, it can be concluded that plantation with poplar species, especially after 20 years, had a higher ability to improve the soil condition compared to maple, which can be considered by managers in future afforestation. Also, with the passage of time, the presence of tree covers (poplar and maple) had a higher priority than rangeland cover in improving the fertility status and suitable edaphological conditions of the soil.

**Keywords:** Enzyme activity, Maple, Organic acids, Poplar, Soil organisms

نشریه آب و خاک
https://jsw.um.ac.ir

مقاله پژوهشی

جلد ۳۷، شماره ۵، آذر-دی ۱۴۰۲، ص. ۷۲۰-۷۰۱

# اثر توده‌های جنگل‌کاری شده با سنین مختلف و پوشش مرتعی بر ویژگی‌های لایه آلی و سطحی خاک

یحیی کوچ[۱*]- محمود توکلی فیض آبادی[۲]- کتایون حق وردی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۲/۱۴
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۷/۲۶

## چکیده

پوشش‌های گیاهی با گونه‌ها و سنین متفاوت از طریق ایجاد شرایط محیطی متنوع و تولید مواد آلی مختلف اثرات قابل ملاحظه‌ای بر ویژگی‌های لایه سطحی خاک دارند. از این‌رو پژوهش حاضر به بررسی اثر توده‌های جنگل‌کاری صنوبر ۲۰ ساله، پلت ۲۰ ساله، صنوبر ۱۰ ساله، پلت ۱۰ ساله و پوشش مرتعی در قطعه ۳، سری دلاک‌خیل از جنگل‌های حوزه چوب و کاغذ مازندران بر ویژگی‌های لایه آلی و سطحی خاک پرداخته است. بدین منظور در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه سه قطعه یک هکتاری انتخاب شدند و در هر یک از قطعات یک هکتاری، تعداد ۵ نمونه لاشبرگ و ۵ نمونه خاک (۱۵ نمونه لاشبرگ و ۱۵ نمونه خاک از هر رویشگاه) جهت تجزیه و تحلیل به آزمایشگاه منتقل شد. نتایج حاکی از بهبود اکثر ویژگی‌های لایه آلی و سطحی خاک در توده‌های جنگل‌کاری شده به‌ویژه جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله در مقایسه با پوشش مرتعی بود. براساس نتایج مربوط به تجزیه مؤلفه‌های اصلی، مقادیر بالاتر محتوای نیتروژن، فسفر، کلسیم، منیزیم و پتاسیم لایه آلی منجر به بهبود مشخصه‌های حاصلخیزی خاک، فعالیت‌های میکروبی، فعالیت آنزیمی، جمعیت کرم‌های خاکی، تعداد نماتدهای خاکزی و زی‌توده ریزریشه، به‌ترتیب تحت جنگل‌کاری‌های صنوبر و پلت ۲۰ ساله شده است در حالی‌که جنگل‌کاری‌های ۱۰ ساله به‌ویژه با گونه پلت و پوشش مرتعی با تولید مواد آلی با محتوای بالای کربن و نسبت کربن به نیتروژن منجر به کاهش تجزیه مواد آلی (ضخامت بیشتر لایه آلی) و در نتیجه کاهش مشخصه‌های مذکور لایه سطحی خاک شدند. با توجه به یافته‌های این پژوهش می‌توان نتیجه گرفت که جنگل‌کاری با گونه صنوبر به‌ویژه پس از گذشت ۲۰ سال در مقایسه با پلت توانایی بالاتری در بهبود وضعیت خاک دارد که این موضوع می‌تواند در جنگل‌کاری‌های آینده مورد توجه مدیران قرار بگیرد. همچنین حضور پوشش‌های درختی (صنوبر و پلت) با گذشت زمان نسبت به پوشش مرتعی در بهبود وضعیت حاصلخیزی و شرایط مناسب ادافولوژیک خاک از الویت بالاتری برخوردارند.

**واژه‌های کلیدی:** اسیدهای آلی، پلت، صنوبر، فعالیت آنزیمی، موجودات خاکزی

## مقدمه

شناخت روابط بین پوشش گیاهی و شرایط رویشگاهی در اکوسیستم‌های طبیعی، یکی از مهم‌ترین اهداف در مدیریت واحدهای اکوسیستم است (Grizzetti *et al.*, 2019). خاک به‌عنوان بستر رویشگاه به تنظیم فرآیندهای مهم اکوسیستم شامل جذب مواد مغذی، تجزیه مواد آلی و قابلیت دسترسی آب کمک می‌کند و بهزیستی و سلامت بشریت مستقیم با عملکردهای خاک گره خورده است (Page-Dumroese, 2020). از طرفی انواع پوشش گیاهی درختی یا درختچه‌ای با ایجاد شرایط محیطی متفاوت و تولید مواد آلی با مقادیر وکیفیت مختلف ویژگی‌های خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهند (Kooch *et al.*, 2020). از این‌رو مطالعه ترکیب شیمیایی و میزان مواد آلی ورودی، به‌منظور بررسی وضعیت خاک در رویشگاه‌های با پوشش‌های مختلف اهمیت بسیاری دارد. ویژگی‌های مواد آلی اثرات متفاوتی بر ویژگی‌های

۱- دانشیار گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: yahya.kooch@modares.ac.ir)
۲- دانشجوی مقطع دکتری علوم جنگل، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران
۳- استادیار، گروه علوم و صنایع چوب و کاغذ، واحد کرج، دانشگاه آزاد اسلامی، کرج، ایران

https://doi.org/10.22067/jsw.2023.82251.1280

خاک دارند به‌طوری که تغییرات ویژگی‌های فیزیکی خاک در اثر نوع پوشش اراضی و مواد آلی با ویژگی‌های مختلف نیازمند یک دوره بلند مدت می‌باشد (Soto *et al.*, 2019). سرعت تغییرات ویژگی‌های شیمیایی خاک در رویشگاه‌های مختلف نیز وابسته به ویژگی‌های لایه آلی و سرعت آزادسازی مواد می‌باشد (Verma & Jayakumar, 2012). از این‌رو تفاوت گونه‌های گیاهی در جذب و تخصیص عناصر غذایی خاک به ذخیره زی‌توده خود موجب شده تا شناخت وضعیت تغذیه رویشگاه و نحوه چرخش مواد غذایی از فاکتورهای مهم در بررسی تغییر وضعیت کیفیت خاک تحت رویشگاه‌های مختلف باشد. اجزای ماده آلی خاک که شامل ترکیبات هیومیکی و غیر هیومیکی است نیز به‌عنوان یکی از مشخصه‌های مهم بیوشیمی خاک می‌تواند تحت تأثیر پوشش‌های گیاهی مختلف تغییرات معنی‌داری داشته باشد (Yesilonis *et al.*, 2016). ترکیبات غیر هیومیکی، اشکال ناپایدار مواد آلی خاک را تشکیل می‌دهند که منبع اصلی انرژی برای میکروارگانیسم‌های خاک بوده و با تأثیر بر میزان انتشار گازهای گلخانه ای از خاک، به‌ویژه تصاعد دی‌اکسید کربن، در پدیده گرمایش جهانی نقش بسیار مهمی دارند (Wang *et al.*, 2013). ترکیبات هیومیکی از جمله اسیدهای فولویک و هیومیک نقش به سزایی در انحلال و آزادسازی عناصر غذایی ماکرو و میکرو خاک دارند و بخش قابل توجهی از کل کربن و نیتروژن آلی خاک را تشکیل می‌دهند (Guimaraes *et al.*, 2013) و نسبت به ترکیبات غیر هیومیکی آلی ساختار پایدارتری دارند. در یک مطالعه (Kooch *et al.*, 2022) به بررسی اثرات پنج کاربری مختلف شامل جنگل راش، جنگل‌کاری ون، جنگل‌کاری کاج سیاه، توده مخروبه و اراضی کشاورزی بر محتوای مواد آلی و ترکیبات هیومیکی آن پرداختند. نتایج آن‌ها حاکی از تفاوت معنی‌دار محتوای مواد آلی و ترکیبات هیومیکی در بین کاربری‌های مختلف بود.

خاک ارائه دهنده تنوع گسترده‌ای از خدمات اکوسیستمی است که تحت عنوان امکانات و خدمات اکوسیستمی تعریف می‌شود و به وسیله تعداد زیادی از موجودات زنده ارائه می‌شود. جامعه زنده خاک شامل دامنه وسیعی از موجودات از جمله، ماکروفون، مزوفون، میکروفون و میکروفلور است که در ارتباطی مستمر با یکدیگر، شبکه غذایی پیچیده خاک را تشکیل می‌دهند. در این بین، جمعیت میکروبی خاک نقش اساسی در چرخه عناصر غذایی، حاصل‌خیزی دراز مدت، جریان انرژی و حفظ سلامت و کیفیت خاک دارند (Cusack *et al.*, 2011). از این‌رو ارزیابی ریزجانداران خاک می‌تواند به‌عنوان ابزاری برای بررسی کیفیت بیولوژیک خاک به‌کار رود. برخی از ویژگی‌های میکروبی خاک شاخص های حساسی برای تعیین اثر متغیرهای محیطی بر فعالیت میکروبی خاک هستند و از این پارامترها (شامل تنفس میکروبی و زی‌توده میکروبی) برای تجزیه و تحلیل اثر عوامل محیطی و تنش‌های وارده بر جمعیت میکروبی خاک بهره‌گیری می‌شود (Vázquez *et al.*, 2020). آنزیم‌ها، واکنش‌ها و فرآیندهای مختلف متابولیکی در چرخه زیست‌شیمیایی مواد غذایی خاک را کنترل می‌کنند (da Silva Delabona *et al.*, 2012) و با توجه به اینکه در مقایسه با سایر ویژگی‌های خاک نسبت به تغییرات پوشش گیاهی و مدیریت اراضی سریعتر تغییر می‌کنند، به‌عنوان شاخصی از تغییرات بیولوژیک خاک مورد استفاده قرار می‌گیرند (Meena & Rao, 2021). کرم‌های خاکی به‌عنوان مهم‌ترین ماکروفون خاک و جزء اصلی‌ترین موجودات خرده‌ریز خوار در اکوسیستم‌های طبیعی محسوب می‌شوند و بیشترین مقدار زی‌توده بی‌مهرگان خاک را به خود اختصاص می‌دهند (Edwards, 2004). کرم‌های خاکی با توجه به رفتارشان در خاک، محل زندگی شان، حفار بودن و تغذیه، به سه گروه اکولوژیک اپی‌ژئیک[1]، آنسئیک[2] و اندوژئیک[3] تقسیم‌بندی می‌شوند (Lamandé *et al.*, 2003). رویشگاه‌های با پوشش مختلف به‌طور مستقیم، از طریق تفاوت در محتوی مواد آلی خاک، کیفیت زیستگاه (میزان رطوبت، واکنش خاک، وضعیت عناصر غذایی)، اثر بر خاکشویی و شیوه مدیریت و به‌طور غیرمستقیم با تغییر ویژگی‌های خاک باعث تغییر فراوانی و ساختار جمعیت کرم‌های خاکی می‌شود (Tavakoli *et al.*, 2018a). همچنین نماتدها نیز به‌عنوان فراوان‌ترین بی‌مهرگان از گروه مزوفون خاک هستند که در مطالعات مختلف جمعیت آن‌ها را شاخص ساختاری و عملکردی شبکه غذایی خاک معرفی کرده اند (Franco *et al.*, 2017). توزیع و فراوانی نماتدهای خاکزی در رویشگاه‌های مختلف تحت تأثیر پارامترهای زیادی از جمله نوع پوشش گیاهی، مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، ضخامت لاشبرگ و نوع مدیریت قرار دارد (Sohrabi *et al.*, 2022). بنابراین از آنجایی که موجودات خاکزی اهمیت بسزایی در فرآیندهای خاک دارند، جمعیت این موجودات شاخص مناسبی برای ارزیابی رویشگاه‌های مختلف به شمار می‌رود (Jochum *et al.*, 2021). به‌طور کلی نوع کاربری و پوشش گیاهی بر ویژگی‌های خاک تأثیر می‌گذارند. از طرفی مطالعه تأثیر نوع کاربری و پوشش گیاهی بر نحوه عمکرد خاک در اکوسیستم از طریق ارزیابی شاخص‌های کیفیت خاک امکان پذیر است (Lal, 2004). با توجه به موارد مطرح شده، پژوهش‌های زیادی در ارتباط با اثر جنگل‌کاری‌ها بر کیفیت خاک انجام شده است. اما با توجه به اینکه موضوع کیفیت خاک یک امر پیچیده است، یک ارزیابی کاربردی، کامل و مؤثر کیفیت خاک باید احاصل از اندازه‌گیری همزمان شاخص‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی باشد (Sione *et al.*, 2017)، که در مطالعات پیشین کمتر به آن پرداخته شده است. همچنین با وجود اینکه سن توده جنگلی و نوع پوشش

1- Epigeic
2- Anecic
3- Endogeic

گیاهی (جنگلی و مرتعی) پیش‌بینی کننده مهمی از عملکردهای اکوسیستم است (Zeng *et al.*, 2014) و ممکن است بر کیفیت خاک منطقه تأثیر بگذارد، پژوهش‌های اندکی در ارتباط با تأثیر سن جنگل کاری‌ها و نوع پوشش گیاهی بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک انجام شده است. از این‌رو در پژوهش حاضر، ویژگی‌های لایه آلی و سطحی خاک (فیزیکی، شیمیایی و زیستی) تحت جنگل‌کاری‌ها با سنین مختلف و رویشگاه مرتعی مورد بررسی و مطالعه قرار گرفت.

## مواد و روش‌ها

### منطقه مورد مطالعه

این تحقیق در قطعه ۳ سری دلاک‌خیل از جنگل‌های حوزه چوب و کاغذ مازندران در محدوده ″۳۰ ′۰۰ °۵۳ تا ″۳۰ ′۰۴ °۵۳ طول شرقی و ″۰۸ ′۲۱ °۳۶ تا ″۱۵ ′۲۷ °۳۶ عرض شمالی انجام شد. قطعه ۳ این سری دارای مساحت ۷۴ هکتار بوده که حداقل ارتفاع از سطح دریا در آن ۱۹۰ متر و حداکثر آن ۴۲۰ متر می‌باشد. از آنجایی که این سری فاقد ایستگاه هواشناسی است لذا اطلاعات ۱۰ ساله نزدیکترین ایستگاه (ریگ‌چشمه) مورد استفاده قرار گرفت. متوسط دمای سالیانه ۱۵/۸ درجه سانتی‌گراد و متوسط دما در گرمترین ماه سال (مرداد) ۲۹/۸ و در سردترین ماه سال (دی) ۱/۸ درجه سانتی‌گراد و متوسط باران سالیانه ۸۰۸ میلی‌متر است. اقلیم منطقه با استفاده از روش‌های دومارتن و آمبرژه از نوع مرطوب می‌باشد. تیپ خاک، قهوه‌ای شسته شده با افق کلسیک به عمق ۱۰۰ تا ۱۱۰ سانتی‌متر است (Mojarabi *et al.*, 2011). محدوده قطعه ۳، شامل اراضی جنگل‌کاری شده (با فاصله کاشت ۲ ×۲ متر) با گونه‌های بلندمازو، توسکاییلاقی، پلت، ون، صنوبر و کاج بروسیا است. در مجاورت جنگل‌کاری‌ها، محدوده‌ای فاقد پوشش درختی وجود دارد که از ۲۰ سال پیش با گونه‌های مرتعی مختلف پوشیده شده است. پوشش‌های اراضی مورد مطالعه در این تحقیق شامل جنگل‌کاری ۲۰ ساله صنوبر، جنگل‌کاری ۲۰ ساله پلت، جنگل‌کاری ۱۰ ساله صنوبر، جنگل‌کاری ۱۰ ساله پلت و محدوده مرتعی (با پوشش گیاهی آمیخته با سرخس زنگی دارو، نعناع چمنی، هفت‌بند خزری، آقطی، پنیرک و سرخس عقابی) می‌باشند.

### نمونه‌برداری، تجزیه نمونه‌ها

پس از بررسی‌های اولیه و بازدیدهای میدانی، بخش‌هایی از اراضی محدوده مورد مطالعه انتخاب شد که به صورت پیوسته با هم بوده و دارای حداقل اختلاف ارتفاع از سطح دریا، حداقل تغییر درصد و جهت شیب می‌باشند. سپس به منظور نمونه برداری از لایه آلی و سطحی خاک، در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه سه قطعه یک هکتاری با فواصل حداقل ۶۰۰ متر انتخاب شدند. در هر یک از قطعه‌نمونه‌های یک هکتاری تعداد ۵ نمونه از لایه آلی و ۵ نمونه از لایه سطحی خاک (سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری) در چهار گوشه و مرکز قطعه نمونه برداشت شد (Kooch & Noghre, 2020). به‌طور کلی در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه تعداد ۱۵ نمونه از لایه آلی و ۱۵ نمونه از لایه سطحی خاک برداشت و جهت انجام آزمایش به آزمایشگاه انتقال یافتند. بخشی از نمونه‌های خاک جهت انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، پس از هوا خشک شدن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شده و بخش دوم نمونه‌ها برای انجام آزمایش های زیستی تا زمان آزمایش در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد.

ضخامت لایه آلی در عرصه با استفاده از خط‌کش اندازه‌گیری شد (Dechoum *et al.*, 2015). محتوای کربن کل به روش احتراق (Nilsson *et al.*, 1999) نیتروژن کل به روش معدنی‌سازی (Bremner, 1982)، فسفر لاشبرگ به روش السن (Olsen & Dean, 1965)، پتاسیم، کلسیم و منیزیم لاشبرگ با استفاده از روش عصاره گیری مورد اندازه‌گیری قرار گرفتند (Isaac & Johnson, 1975). روش توزین برای اندازه‌گیری رطوبت خاک مورد استفاده قرار گرفت (Tavakoli *et al.*, 2018a). تخلخل خاک پس از اندازه‌گیری جرم مخصوص ظاهری به روش کلوخه (Plaster, 2013) و جرم مخصوص حقیقی به روش پیکنومتری (Blake & Hartge, 1986)، محاسبه شد (Pires *et al.*, 2014). پایداری خاکدانه‌ها به روش یودر (Kemper & Rosenau, 1986) و بافت خاک به روش هیدرومتری (Jafari & Sarmadian, 2003) در آزمایشگاه اندازه‌گیری گردید. واکنش و هدایت الکتریکی خاک به ترتیب با استفاده از pH متر و هدایت سنج اندازه‌گیری شد (Ghazanshahi, 2006). پس از اندازه‌گیری کربن آلی به روش والکی بلک (Allison, 1975) و نیتروژن کل به روش میکروکجلدال (Bremner, 1982)، میزان ترسیب کربن از رابطه (۱) و ترسیب نیتروژن از رابطه (۲) (Wang & Dalal, 2006) به‌دست آمد.

$$Cseq = 10000 \times \%OC \times Pb \times E \quad \text{معادله (۱)}$$

$$Nseq = 10000 \times \%N \times Pb \times E \quad \text{معادله (۲)}$$

در روابط فوق، Cseq میزان کربن تر سیب شده به ازای یک متر مربع، OC درصد کربن آلی، Nseq میزان نیتروژن ترسیب شده به ازای یک متر مربع، N درصد نیتروژن کل، Pb وزن مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب) و E عمق نمونه خاک به سانتی‌متر می‌باشد.

فسفر قابل دسترس به وسیله اسپکتوفوتومتر و با استفاده از روش اولسن (Chapman & Pratt, 1962) و کلسیم، پتاسیم و منیزیم قابل جذب با استفاده از دستگاه جذب اتمی (Bower *et al.*, 1952)، اندازه-گیری شد. کربن و نیتروژن آلی ذره‌ای با روش کاهش وزن (Nelson & Sommers, 1983) به وسیله سوزاندن تعیین شد. پس از تعیین مقدار خاکدانه‌های میکرو (ذرات کوچکتر از ۰/۲۵ میلی‌متر) و ماکرو (ذرات بزرگتر از ۰/۲۵ میلی‌متر) به روش الک تر (Elliott &

Cambardella, 1991)، روش والکی بلک برای اندازه‌گیری مقادیر کربن و نیتروژن موجود در خاکدانه‌های میکرو و ماکرو مورد استفاده قرار گرفت (Page *et al.*, 1750). کربن و نیتروژن آلی محلول به وسیله دستگاه تجزیه کربن آلی (Shimadzu TOC-550A) مورد اندازه‌گیری قرار گرفت (Jones & Willett, 2006). معدنی شدن نیتروژن خاک طی فرآیند انکوباسیون آزمایشگاهی در دمای ۲۵ درجه سانتی گراد اندازه‌گیری شد (Robertson *et al.*, 1999). برای اندازه-گیری اسیدهای آلی (فولویک و هیومیک) خاک از روش وزنی استفاده گردید (Ghazanshahi, 2006).

تنفس پایه و برانگیخته خاک با استفاده از روش بطری دربسته (Alef & Nannipieri, 1995) و کربن و نیتروژن زی‌توده میکروبی خاک به روش تدخین – استخراج اندازه‌گیری شد ( Brookes *et al.*, 1985). ضریب متابولیک ($qCO_2$)، از نسبت میزان تنفس پایه به کربن زیتوده میکروبی خاک، سهم میکروبی (qmic)، با تقسیم میزان کربن زی‌توده میکروبی بر کربن آلی خاک و شاخص دسترسی کربن نیز از تقسیم میزان تنفس میکروبی پایه بر تنفس برانگیخته به‌دست آمد ( Jia *et al.*, 2005). برای سنجش فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، اسید فسفاتاز، آریل سولفاتاز و اینورتاز خاک روش انکوباسیون آزمایشگاهی ( Alef & Nannipieri, 1995) به‌کار گرفته شد. کرم‌های خاکی بر اساس ویژگی‌های ظاهریشان (گروه‌های اکولوژیک اپیژئیک، آنسئیک و اندوژئیک) شناسایی (Asshoff *et al.*, 2010) و سپس زی‌توده آن‌ها به تفکیک هر گروه در آزمایشگاه مورد اندازه‌گیری قرار گرفت (Heydari *et al.*, 2014). نماتدهای خاکزی با استفاده از تکنیک قیف بیرمن و سانترفیوژ، جداسازی شدند (Liang *et al.*, 2009). و در نهایت مقدار زی‌توده ریزریشه‌ها در متر مربع برای هر رویشگاه به‌دست آمد (Neatrour *et al.*, 2005).

### تجزیه آماری داده‌ها

قبل از انجام تجزیه و تحلیل، نرمالیته و همگنی واریانس داده‌ها به ترتیب با استفاده از تست کولموگروف اسمیرنوف و آزمون لون بررسی گردید. برای مقایسه ویژگی های لایه آلی و خاک بین رویشگاه‌های مورد مطالعه، آزمون تجزیه واریانس یکطرفه به‌کار گرفته شد. در ادامه آزمون دانکن ($P> 0.05$) برای مقایسه میانگین پارامترهای که در بین رویشگاه‌های مختلف تفاوت معنی‌داری داشتند مورد استفاده قرار گرفت. تمامی تجزیه و تحلیل‌های آماری در بسته نرم‌افزاری SPSS نسخه ۲۳ انجام گرفت. برای تعیین ارتباط ویژگی‌های لایه آلی با مشخصه‌های خاک تحت رویشگاه‌های مورد مطالعه، از تحلیل مولفه‌های اصلی (PCA)، با ایجاد ماتریس حاصله در برنامه PC-ORD، ورژن ۵، تحت ویندوز استفاده شد.

## نتایج و بحث

### اثر رویشگاه‌های مورد مطالعه بر ویژگی‌های لایه آلی

مقایسه ویژگی‌های لایه آلی حاکی از وجود تفاوت آماری معنی‌دار در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه است (جدول ۱). به‌طوری‌که بیشترین ضخامت، کربن و نسبت کربن به نیتروژن لایه آلی در جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله و رویشگاه مرتعی اندازه‌گیری شد و جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله پلت و صنوبر کمترین این مقادیر را به خود اختصاص دادند در حالی که بیشترین مقادیر نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم متعلق به جنگل‌کاری صنوبر ۲۰ ساله است و جنگل‌کاری‌های پلت ۲۰ ساله، صنوبر ۱۰ ساله، رویشگاه مرتعی و پلت ۱۰ ساله به ترتیب در جایگاه بعدی قرار دارند (جدول ۱). بر اساس مطالعات گذشته، نوع پوشش گیاهی مقدار و کیفیت مواد آلی ورودی، چرخه مواد غذایی خاک و خدمات اکوسیستم را به مقدار قابل توجهی تحت تأثیر قرار می‌دهند (Aguilar-Fernández *et al.*, 2020). با توجه به مطالعات انجام شده توسط برنهارد رورسات و همکاران ( Bernhard-Reversat *et al.*, 2001) و پارساپور و همکاران (Parsapour *et al.*, 2018)، کمیت و کیفیت مواد آلی ورودی در جنگل‌کاری‌ها تحت تأثیر سن توده نیز تغییر می‌کند. بنابراین تغییرات در ویژگی‌های مواد آلی ورودی تحت رویشگاه‌های مختلف در تحقیق حاضر می‌تواند به دلیل تفاوت در نوع گونه، پوشش گیاهی و سنین مختلف باشد. همسو با نتایج تحقیق حاضر گالیندو و همکاران (Galindo *et al.*, 2022) بیان کردند که رویشگاه های مختلف به‌دلیل داشتن پوشش گیاهی متنوع با تولید مواد آلی با ویژگی‌های متفاوت، ویژگی‌های خاک را به‌طور معنی‌داری تغییر می-دهند. همچنین تفاوت در محتوای مواد مغذی در خاک رویشگاه‌های مورد مطالعه باعث تفاوت در جذب این مواد توسط گیاهان و انباشت آن در اندام‌های درختان می‌شود (Palm *et al.*, 2001)، بنابراین در تحقیق حاضر کیفیت بالاتر مواد آلی در جنگل‌کاری‌های مسن‌تر را می‌توان در ارتباط با بهبود وضعیت حاصلخیزی خاک تحت این جنگل‌کاری‌ها دانست (ویژگی‌های خاک در جنگل‌کاری‌ها با سنین بالاتر به‌ویژه صنوبر از وضعیت بهتری برخوردار بودند). با توجه به این‌که بیشترین ضخامت در جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله و رویشگاه مرتعی اندازه‌گیری شد، می‌توان نتیجه گرفت که کاهش کیفیت لایه آلی تحت این رویشگاه‌ها باعث کاهش فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک و سرعت تجزیه شده (Jacob *et al.*, 2010)، که می‌توان علت ضخامت بیشتر لایه آلی در این رویشگاه‌ها را این‌گونه توجیه کرد.

**جدول ۱- تجزیه واریانس ویژگی‌های لایه آلی در رویشگاه‌های مورد مطالعه**

**Table 1- ANOVA for organic layer characteristics in the studied habitats**

| ویژگی‌های لایه آلی<br>Organic layer properties | رویشگاه<br>Habitats | | | | | تجزیه واریانس<br>ANOVA | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | صنوبر ۲۰ ساله<br>20-years-old poplar | پلت ۲۰ ساله<br>20-years-old maple | صنوبر ۱۰ ساله<br>10-year-old poplar | پلت ۱۰ ساله<br>10-years-old maple | مرتع<br>Rangeland | مقدار F<br>F value | معنی‌داری<br>Sig. |
| ضخامت<br>Thickness (cm) | 0.92 b±9.51* | 1.31 c±6.98 | 1.25 c±6.10 | 1.85 a±14.36 | 2 a±13.43 | 89.40 | 0.000 |
| کربن<br>Carbon (%) | 4.39 bc±38.18 | 4.73 c±37.25 | 3.12 ab±43.98 | 4.95 a±47.41 | 3.97 ±44.52 ab | 3.89 | 0.006 |
| نیتروژن<br>Nitrogen (%) | 0.30 a±2.20 | 0.61 b±1.77 | 0.05 c±1.04 | 0.1 d±0.74 | 0.11 d±0.78 | 63.62 | 0.000 |
| نسبت کربن به نیتروژن<br>C/N ratio | 4.39 c±17.51 | 7.70 c±25.52 | 6.98 b±42.29 | 8.67 a±64.95 | 8.71 a±58.29 | 34.23 | 0.000 |
| فسفر<br>Phosphorus (%) | 0.41 a±3.95 | 0.33 a±3.75 | 0.48 b±3.01 | 0.74 c±2.09 | 0.54 b±2.76 | 30.92 | 0.000 |
| پتاسیم<br>Potassium (%) | 0.31 a±1.96 | 0.33 ab±1.83 | 0.40 b±1.59 | 0.22 b±1.23 | 0.44 c±1.06 | 18.05 | 0.000 |
| کلسیم<br>Calcium (%) | 0.62 a±2.13 | 0.55 b±1.53 | 0.14 c±1.10 | 0.16 d±0.64 | 0.16 d±0.73 | 36.39 | 0.000 |
| منیزیم<br>Magnesium (%) | 0.17 a±0.75 | 0.14 b±0.62 | 0.17 bc±0.59 | 0.08 d±0.43 | 0.12 cd±0.49 | 10.79 | 0.000 |

**اثر رویشگاه‌های مورد مطالعه بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک**

نتایج تجزیه واریانس نشان دهنده تفاوت آماری معنی‌دار اکثر ویژگی‌های فیزیکی خاک در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه است (جدول ۲). نتایج به دست آمده نشان داد میزان رطوبت خاک در جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله در مقایسه با سایر رویشگاه‌های مورد مطالعه کمتر بود. بیشترین مقدار چگالی ظاهری به خاک رویشگاه مرتع تعلق داشت که از نظر آماری با جنگل‌کاری‌ها تفاوت داشتند. بیشترین مقادیر خاکدانه‌ای ریز و درشت و درصد رس به‌ترتیب در جنگل‌کاری‌های صنوبر و پلت ۲۰ ساله اندازه‌گیری شد و کمترین مقدار سیلت به خاک تحتانی جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله تعلق داشت. مطابق با نتایج پژوهش حاضر، تغییر وضعیت پوشش گیاهی در رویشگاه‌های مختلف و به دنبال آن تغییر کمیت و کیفیت مواد آلی ورودی باعث تغییرات ویژگی‌های خاک تحتانی رویشگاه‌های مورد مطالعه شده است (Emiru & Gebrekidan, 2013). به‌طوری‌که کاهش معنی‌دار رطوبت خاک در جنگل‌کاری ۱۰ ساله صنوبر را می‌توان با ضخامت کمتر لایه آلی در این رویشگاه در ارتباط دانست (Benscoter *et al*., 2011). در همین راستا (Asiedu *et al*., 2013) در مطالعه خود بیان داشتند که محتوی رطوبت خاک با انباشتگی لایه آلی همبستگی مثبت دارد. همچنین ورود مواد آلی با کیفیت بهتر (مقدار نیتروژن و مواد غذایی بالاتر و کربن و نسبت کربن به نیتروژن پایین‌تر) در جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله به‌ویژه جنگل‌کاری ۲۰ ساله صنوبر با در دسترس قرار دادن منابع غذایی مناسب‌تر باعث افزایش جمعیت موجودات خاکزی و سرعت تجزیه مواد آلی (کمترین میزان ضخامت لایه آلی به‌ترتیب به جنگل‌کاری ۲۰ ساله صنوبر و پلت تعلق داشت) و به‌دنبال آن بهبود ویژگی‌های فیزیکی خاک در مقایسه با سایر رویشگاه‌ها شده است. در صورتی‌که فعالیت کم‌تر موجودات خاکزی و در نتیجه کاهش سرعت تجزیه مواد آلی به‌دلیل کیفیت پایین لایه آلی در جنگل‌کاری ۱۰ ساله پلت و رویشگاه مرتعی، وضعیت فیزیکی نامناسب خاک را به‌همراه داشته است. در راستای نتایج به‌دست آمده در این تحقیق، مطالعات نشان داده‌اند که، ویژگی‌های فیزیکی خاک از جمله محتوی رطوبت، ساختمان و تخلخل تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی تغییر می‌کنند که دلیل آن می‌تواند با تغییر در وضعیت فون خاک در ارتباط باشد (Augusto *et al*., 2002). موجودات خاک‌زی با جابجایی در خاک و ایجاد حفرات متعدد منجر به جابجایی اجزای تشکیل دهنده بافت در لایه‌های مختلف خاک و کاهش جرم مخصوص ظاهری می‌گردند. موجودات خاک‌زی به خصوص کرم‌های خاکی با انتقال ذرات رس و یا حتی سیلت در اندازه‌های ریز به بخش‌های مختلف خاک، موجب تغییرات معنی‌داری در اجزای تشکیل دهنده بافت لایه‌های مختلف می‌شوند (Kooch *et al*., 2014).

همچنین نتایج پژوهش حاضر (جدول ۳) نشان داد که جنگل‌کاری های انجام شده به‌ویژه با گونه صنوبر پس از گذشت ۲۰ سال مقادیر واکنش خاک، هدایت الکتریکی، کربن و نیتروژن خاک را در مقایسه با سایر رویشگاه‌های مورد مطالعه به‌طور معنی‌داری افزایش داد. جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله و رویشگاه مرتعی بالاترین مقدار نسبت کربن به نیتروژن را داشت در حالی که جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله صنوبر و پلت به‌ترتیب کمترین میزان نسبت کربن به نیتروژن را به خود اختصاص دادند.

**جدول ۲- تجزیه واریانس ویژگی‌های فیزیکی خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه**

**Table 2- ANOVA for soil physical characteristics in the studied habitats**

| ویژگی‌های خاک Soil properties | رویشگاه Habitats | | | | | تجزیه واریانس ANOVA | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | صنوبر ۲۰ ساله 20-years-old poplar | پلت ۲۰ ساله 20-years-old maple | صنوبر ۱۰ ساله 10-year-old poplar | پلت ۱۰ ساله 10-years-old maple | مرتع Rangeland | مقدار F F value | معنی‌داری Sig. |
| رطوبت Moisture (%) | 36.47± 2.44 a | 33.94 1.97 ab | 29.51± 1.39 b | 39.28± 2.92 a | 36.81± 1.06 a | 3.19 | 0.018 |
| چگالی ظاهری Bulk density (g $cm^{-3}$) | 1.31± 0.02 b | 1.35± 0.03 b | 1.33± 0.04 b | 1.33± 0.05 b | 1.50± 0.05 a | 3.11 | 0.020 |
| چگالی حقیقی Particle density (g $cm^{-3}$) | 2.40± 0.03 a | 2.43± 0.07 a | 2.39± 0.03 a | 2.46± 0.07 a | 2.50± 0.06 a | 0.62 | 0.647 |
| تخلخل Porosity (%) | 0.45± 0.01 a | 0.43± 0.02 a | 0.43± 0.01 a | 0.45± 0.02 a | 0.39± 0.02 a | 1.43 | 0.232 |
| پایداری Stability (%) | 72.81± 1.24 a | 72.48± 2.64 a | 69.29± 2.29 a | 71.79± 1.29 a | 69.58± 2.04 a | 0.695 | 0.597 |
| خاکدانه درشت Macro-aggregate (g $kg^{-1}$) | 46.26± 3.57 a | 40.86± 2.56 ab | 35.01± 3.19 bc | 31.06± 2.33 cd | 23.06± 2.72 d | 9.38 | 0.000 |
| خاکدانه ریز Micro-aggregate (g $kg^{-1}$) | 29.26± 2.58 a | 29.13± 2.86 a | 21.13± 2.52 b | 21.73± 2.91 ab | 18.20± 1.72 b | 3.85 | 0.006 |
| شن Sand (%) | 20.53± 1.20 b | 19.60± 2.09 b | 25.73± 1.13 ab | 33.13± 3.65 a | 25.60± 3.79 ab | 4.16 | 0.004 |
| سیلت Silt (%) | 42.26± 2.36 bc | 48.93± 2.18 a | 45.20± 1.07 ab | 37.86± 2.32 c | 41.20± 3.02 bc | 3.35 | 0.014 |
| رس Clay (%) | 37.20± 1.75 a | 31.46± 1.24 ab | 29.06± 1.44 b | 29± 2.69 b | 33.20± 2.42 ab | 2.91 | 0.027 |

حداقل مقادیر ترسیب کربن و نیتروژن نیز در جنگل‌کاری ۱۰ ساله پلت اندازه‌گیری شد. خاک تحتانی جنگل‌کاری صنوبر ۲۰ ساله و پلت ۱۰ ساله به‌ترتیب بیشترین و کمترین مقادیر فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم را دارا بودند. کربن آلی ذره‌ای و نسبت کربن به نیتروژن آلی ذره‌ای به‌طور معنی‌داری در جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله بیشترین مقادیر را داشت، در حالی که جنگل‌کاری با گونه صنوبر پس از ۲۰ سال نیتروژن آلی ذره‌ای را به‌طور قابل توجهی در مقایسه با سایر رویشگاه های مورد مطالعه افزایش داد. حداقل میزان کربن در خاکدانه‌های درشت تحت جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله اندازه‌گیری شد که با سایر رویشگاه‌ها اختلاف معنی‌داری نشان داد. رویشگاه‌های مورد مطالعه اثر معنی‌داری بر مقادیر کربن در خاکدانه‌های ریز، نیتروژن در خاکدانه‌های ریز و درشت، کربن آلی محلول و نسبت کربن به نیتروژن آلی محلول نداشتند. اما حداکثر میزان نیتروژن آلی محلول در خاک تحتانی جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله صنوبر و پلت به ثبت رسید. همچنین مقادیر بالاتر معدنی شدن نیتروژن، آمونیوم، نیترات و اسیدهای آلی فولویک و هیومیک نیز به‌ترتیب به جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله صنوبر و پلت اختصاص یافت (جدول ۳). به‌طور کلی همراستا با نتایج مطالعات پیشین نتایج این تحقیق نشان داد که جنگل‌کاری با سنین و گونه‌های مختلف و همچنین رویشگاه مرتعی ویژگی‌های شیمیایی خاک را به‌طور معنی داری تغییر داده است که می‌تواند به‌دلیل ورود مواد آلی با ویژگی‌های متفاوت باشد. تغییر در میزان تراکم و نوع پوشش گیاهی، کمیت و کیفیت مواد آلی ورودی و همچنین رطوبت خاک می‌تواند به‌صورت مستقیم و غیرمستقیم ویژگی‌های شیمیایی خاک به ویژه مواد غذایی خاک را در رویشگاه‌های مختلف تحت تاثیر قرار دهد (Kooch *et al.*, 2022).

نوع پوشش گیاهی و گونه‌های گیاهی با تولید اسیدهای آلی مختلف حاصل از تجزیه مواد آلی (McCauley *et al.*, 2009) و تفاوت در جذب و تخصیص کاتیون‌های خاک به ذخیره زی‌توده خود (Finzi *et al.*, 1998)، باعث تغییرات معنی‌دار میزان واکنش خاک تحت رویشگاه‌های مورد مطالعه شده است. در این تحقیق تغییرات هدایت الکتریکی می‌تواند به‌دلیل اختلاف در ترکیبات بقایای گیاهی باشد و بسته به این که پوشش گیاهی دارای چه نوع ترکیبات شیمیایی باشد هدایت الکتریکی خاک نیز تغییر می‌کند. نتایج تحقیقات (Haghdoost *et al.*, 2011) نشان داد که، تغییرات هدایت الکتریکی خاک تحت پوشش‌های درختی مختلف، به‌دلیل اختلاف در مشخصه‌های شاخ و برگ درختان و کیفیت لاشبرگ آن‌ها می‌باشد. مطابق با مطالعات (Ye *et al.*, 2009) نوع گونه گیاهی و کیفیت مواد آلی ورودی، نقش بسزایی در میزان عناصر غذایی موجود در خاک دارد. آنچه از نتایج این تحقیق مشخص می‌شود این است که پوشش گیاهی مختلف اثرات معنی‌داری بر حاصلخیزی خاک و کیفیت مواد آلی دارند. در همین راستا (Mohamed *et al.*, 2003) در ارزیابی عناصر پر مصرف و کم‌مصرف در گونه‌های مختلف به این نتیجه رسیدند که میزان غلظت عناصر از

یک گونه به گونه دیگر و در گونه‌های یکسان نیز با سنین مختلف، متفاوت می‌باشد. در یک مطالعه (Gilliam & Dick, 2010) نیز بیان داشتند که تنوع گیاهی و درصد پوشش رابطه معنی‌داری با میزان کلسیم، منیزیم و واکنش خاک دارند. افزایش ذخیره‌سازی کربن و نیتروژن می‌تواند بر حاصلخیزی خاک و باروری اکوسیستم تأثیر بسزایی داشته باشد. با توجه به نتایج حاصل از مطالعه (Garten, 2002)، ترسیب کربن خاک با ماده آلی، محتوی رطوبت و درصد سیلت و رس همبستگی دارد. همچنین (Vahedi *et al*., 2014) نسبت کربن به نیتروژن، فسفر قابل جذب، نیتروژن و مقدار رس را از مهم‌ترین عامل های مؤثر در پیش‌بینی ذخایر کربن خاک دانسته‌اند. بنابراین پایین بودن میزان ترسیب کربن در جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله می‌تواند با مقادیر پایین درصد سیلت، رس، نیتروژن و فسفر در این رویشگاه در ارتباط باشد.

در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه، جنگل‌کاری ۲۰ ساله صنوبر بالاترین ذخیره نیتروژن را به خود اختصاص داد که به نوعی نشان دهنده تأثیر بهتر گونه صنوبر و گذشت زمان بر انباشتگی نیتروژن خاک است. این افزایش را می‌توان به دلیل بالا بودن میزان پوشش گیاهی و حجم زیاد ریشه در جنگل‌کاری ۲۰ ساله صنوبر دانست (Sharrow & Ismail, 2004). از طرفی کاهش ذخیره نیتروژن خاک در رویشگاه مرتعی و جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله به دلیل کاهش کیفیت و مقدار نیتروژن درمواد آلی ورودی تحت این رویشگاه بود. تغییرات مقادیر کربن آلی ذره‌ای، نیتروژن آلی ذره‌ای و نسبت کربن به نیتروژن آلی ذره‌ای (POC/PON) می‌تواند به‌دلیل تغییر در کربن آلی و نیتروژن کل خاک و همچنین تغییرات عناصر غذایی تحت رویشگاه‌های مختلف باشد (Jiao *et al*., 2020). مطابق با مطالعه (Fouché *et al*., 2020) افزایش نیتروژن آلی محلول تحت جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله صنوبر و پلت می‌تواند با مقادیر بالای نیتروژن لایه آلی و سطحی در این رویشگاه‌ها در ارتباط باشد. نوع پوشش گیاهی همچنین می‌تواند اثرات معنی‌داری بر تغییرپذیری مقادیر آمونیوم و نیترات خاک داشته باشد. در همین خصوص مرور منابع (Li *et al*., 2014; Wang & Wang, 2006) بیانگر اثرات مثبت پوشش‌های درختی بر انباشت محتویات آمونیوم و نیترات خاک می‌باشد. با توجه به اینکه، این مشخصه‌های خاک در ارتباط مستقیم با مقادیر نیتروژن کل و واکنش خاک می‌باشند (Li *et al*., 2014)، بنابراین افزایش مقادیر آمونیوم و نیترات در جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله به‌ویژه صنوبر، می‌تواند به واسطه تجمع بیشتر نیتروژن و مقادیر بالاتر واکنش خاک در خاک تحتانی این رویشگاه‌ها باشد. بالابودن کیفیت لایه آلی و تجزیه شدیدتر آن، اسیدهای آلی خاک را به‌طور معنی‌داری در جنگل‌کاری ۲۰ ساله صنوبر افزایش داده است. در همین راستا، (Seighalani *et al*., 2015) بیان کردند که افزایش ماده آلی به داخل خاک منجر به افزایش کارایی ریزجانداران شده و اسیدهای فولویک و هیومیک خاک را افزایش می‌دهند. با توجه به اینکه طی مراحل تجزیه مواد آلی، ابتدا اسید فولویک تولید و سپس با ادامه فعالیت میکروبی اسید فولویک به اسید هیومیک تبدیل می‌شود، همین عامل باعث ایجاد روند تقریبا یکسان در افزایش هم‌راستای اسید فولویک و اسید هیومیک در جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله شده است.

**اثر رویشگاه‌های مورد مطالعه بر ویژگی‌های زیستی خاک**

نتایج مربوط به آنالیز فعالیت‌های میکروبی خاک حاکی از اثر معنی دار رویشگاه‌های مختلف بر ویژگی‌های مورد بررسی، به جز ضریب متابولیک و شاخص دسترسی به کربن، بود (جدول ۴). به‌طوری‌که بیشترین مقدار تنفس پایه و برانگیخته به جنگل‌کاری صنوبر ۲۰ ساله تعلق داشت و رویشگاه مرتع کمترین این مقدار را داشت.

همچنین نتایج این تحقیق نشان داد که رویشگاه مرتعی باعث کاهش معنی‌دار مقدار کربن و نیتروژن زی‌توده میکروبی شده است در حالی که حداکثر مقدار کربن و نیروژن زی‌توده میکروبی به‌ترتیب به جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله پلت و صنوبر تعلق داشت. مقدار نسبت زی‌توده میکروبی کربن به نیتروژن تحت جنگل‌کاری ۲۰ ساله صنوبر به‌طور معنی‌داری کاهش یافت و میزان سهم میکروبی در خاک تحتانی جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله در مقایسه با سایر رویشگاه‌های مورد مطالعه افزایش معنی‌داری داشت (جدول ۴). نتایج آنالیز فعالیت‌های آنزیمی حاکی از تفاوت آماری معنی‌داری فعالیت آنزیم اوره‌آز، اسید فسفاتاز و اینورتاز در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه بود در حالی‌که آنزیم آریل سولفاتاز از لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری در بین رویشگاه‌های مورد بررسی نشان نداد (جدول ۴). مطابق با نتایج پژوهش حاضر، جنگل‌کاری با گونه‌های پهن برگ صنوبر و پلت با گذشت مدت زمان ۲۰ سال توانسته فعالیت‌های آنزیمی (اوره‌آز، اسید فسفاتاز و اینورتاز) خاک را به‌طور معنی‌داری بهبود دهد در حالی‌که در جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله و رویشگاه مرتعی کاهش معنی‌دار فعالیت آنزیم‌های خاک مشاهده شد (جدول ۴). عوامل مختلفی می‌توانند در تغییرپذیری فعالیت‌های بیولوژیکی خاک در کاربری‌های مورد مطالعه به‌طور مستقیم و غیرمستقیم تأثیرگذار باشند. جمعیت‌های میکروبی خاک به شدت تحت تأثیر نوع و میزان مواد آلی ورودی به خاک قرار دارند (Marzi *et al*., 2020) و از آنجایی که حساسیت زیادی به تغییرات وضعیت خاک (Luo *et al*., 2020) نشان می‌دهند، از آن‌ها به‌عنوان شاخص‌های عملکردی خاک در بسیاری از مطالعات استفاده شده است (Di Carlo *et al*., 2019; Ghosh *et al*., 2020; Stott, 2019).

**جدول ۳- تجزیه واریانس ویژگی‌های شیمیایی خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه**

**Table 3- ANOVA for soil physical characteristics in the studied habitats**

| ویژگی‌های خاک Soil properties | رویشگاه Habitats | | | | | تجزیه واریانس ANOVA | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | صنوبر ۲۰ ساله 20-years-old poplar | پلت ۲۰ ساله 20-years-old maple | صنوبر ۱۰ ساله 10-year-old poplar | پلت ۱۰ ساله 10-years-old maple | مرتع Rangeland | مقدار F F value | معنی‌داری Sig. |
| واکنش pH | 7.17± 0.12 a | 7± 0.31 ab | 6.94± 0.24 ab | 6.27± 0.87 b | 6.69± 0.53 c | 7.32 | 0.000 |
| هدایت الکتریکی EC (dS/m) | 0.31± 0.01 a | 0.28± 0.01 a | 0.22± 0.01 bc | 0.18± 0.02 c | 0.24± 0.01 b | 13.16 | 0.000 |
| کربن C (%) | 4.67± 0.27 a | 4.29± 0.30 a | 4.62± 0.35 a | 3.43± 0.44 a | 4.38± 0.27 a | 2.19 | 0.078 |
| نیتروژن Total N (%) | 0.49± 0.02 a | 0.40± 0.02 b | 0.40± 0.02 b | 0.22± 0.02 d | 0.29± 0.01 c | 19.32 | 0.000 |
| نسبت کربن به نیتروژن C/N ratio | 9.49± 0.17 c | 10.68± 0.45 bc | 11.46± 0.67 b | 14.85± 0.87 a | 14.99± 0.68 a | 16.28 | 0.000 |
| ترسیب کربن C sequestration (Mg $ha^{-1}$) | 61.10± 3.33 ab | 57.48± 3.73 ab | 62.48± 5.71 ab | 47.55± 8.32 b | 66.12± 4.56 a | 1.69 | 0.160 |
| ترسیب نیتروژن N sequestration ( Mg $ha^{-1}$) | 6.49± 0.34 a | 5.42± 0.33 ab | 5.52± 0.52 ab | 3.03± 0.35 c | 4.43± 0.28 b | 12.12 | 0.000 |
| فسفر قابل استفاده Available P (mg $kg^{-1}$) | 29.20± 2.06 a | 22.30± 1.47 b | 18.46± 1.39 b | 12.18± 1.89 c | 18.12± 1.30 b | 14.36 | 0.000 |
| پتاسیم قابل استفاده Available K ( mg $kg^{-1}$) | 400.13± 18 a | 345.91± 19.71 a | 279.80± 13.72 b | 202.66± 26.95 c | 240.6± 27.51 bc | 13.28 | 0.000 |
| کلسیم قابل استفاده Available Ca ( mg $kg^{-1}$) | 275.33± 22.73 a | 218.90± 10.72 b | 191.93± 10.2 bc | 157.40± 15.19 c | 203.40± 9.63 b | 8.82 | 0.000 |
| منیزیم قابل ذاستفاده Available Mg ( mg $kg^{-1}$) | 56.53± 1.74 a | 54.03± 1.44 b | 46.36± 1.52 b | 38.40± 3.83 d | 44.06± 1.73 c | 10.68 | 0.000 |
| کربن آلی ذره‌ای Particulate organic C (mg $kg^{-1}$) | 2.86± 0.22 b | 3.14± 0.11 b | 2.99± 0.20 b | 3.87± 0.35 a | 2.54± 0.24 b | 4.18 | 0.004 |
| نیتروژن آلی ذره‌ای Particulate organic N (mg $kg^{-1}$) | 0.50± 0.01 a | 0.44± 0.03 ab | 0.37± 0.03 b | 0.36± 0.05 b | 0.37± 0.03 b | 2.88 | 0.028 |
| کربن به نیتروژن آلی ذره‌ای Particulate organic C/N ratio | 5.88± 0.68 b | 7.57± 0.54 b | 9.10± 1.14 b | 14.25± 2.55 a | 7.31± 0.81 b | 5.67 | 0.000 |
| کربن در خاکدانه درشت C in Macro-aggregate (g $kg^{-1}$) | 0.37± 0.04 a | 0.35± 0.03 a | 0.34± 0.03 a | 0.37± 0.04 a | 0.23± 0.02 b | 2.70 | 0.037 |
| کربن در خاکدانه ریز C in Micro-aggregate (g $kg^{-1}$) | 0.23± 0.06 a | 0.22± 0.02 a | 0.18± 0.04 a | 0.20± 0.05 a | 0.18± 0.01 a | 0.94 | 0.451 |
| نیتروژن در خادانه درشت N in Macro-aggregate (g $kg^{-1}$) | 0.21± 0.02 a | 0.14± 0.02 a | 0.16± 0.04 a | 0.20± 0.01 a | 0.18± 0.02 a | 0.91 | 0.461 |
| نیتروژن در خاکدانه ریز N in Micro-aggregate (g $kg^{-1}$) | 0.11± 0.02 a | 0.18± 0.03 a | 0.11± 0.02 a | 0.10± 0.05 a | 0.10± 0.01 a | 1.06 | 0.378 |
| کربن آلی محلول Dissolved organic C (mg $kg^{-1}$) | 61.54± 4.10 a | 60.46± 4.69 a | 57± 5.85 a | 58.50± 5.35 a | 48.28± 4.18 a | 1.15 | 0.336 |
| نیتروژن آلی محلول Dissolved organic N (mg $kg^{-1}$) | 35.52± 1.60 ab | 42.03± 2.10 a | 30.51± 2.36 bc | 29.40± 1.10 c | 26.94± 1.98 c | 5.37 | 0.000 |
| کربن به نیتروژن آلی محلول Dissolved organic C/N ratio | 1.80± 0.17 a | 1.78± 0.21 a | 2.24± 0.43 a | 2.03± 0.21 a | 2.09± 0.32 a | 0.51 | 0.725 |
| معدنی شدن نیتروژن N mineralization (mg N kg $soil^{-1}$) | 47.37± 2.39 a | 39.36± 1.78 ab | 38.85± 1.71 ab | 35.71± 3.63 b | 38.94± 3.73 ab | 2.41 | 0.046 |
| آمونیوم $NH_4$ (mg $kg^{-1}$) | 39.42± 3.14 a | 31.35± 2.80 ab | 26.97± 3.29 b | 29.74± 3.73 b | 29.92± 1.86 b | 2.41 | 0.046 |
| نیترات $NO_3$ (mg $kg^{-1}$) | 39.54± 3.45 a | 34.78± 2.53 a | 26.30± 2.06 b | 21.95± 1.71 b | 27.27± 1.65 b | 8.80 | 0.000 |
| اسید فولوئیک Fulvic acid (mg $g^{-2}$) | 456.40± 29.55 a | 376.26± 37.4 ab | 346.7± 28.02 bc | 399.8± 34.77 ab | 247.13± 33.82 c | 4.18 | 0.004 |
| اسید هیومیک Humic acid (mg $g^{-2}$) | 261± 18.43 a | 240.86± 35.40 a | 101.06± 5.53 b | 140.20± 13.89 b | 126.26± 11.54 b | 13.31 | 0.000 |

در همین راستا تغییرات در کمیت و کیفیت مواد آلی ورودی در رویشگاه‌های مورد مطالعه، فعالیت‌های میکروبی خاک (به جز ضریب متابولیک و شاخص دسترسی به کربن) را به‌طور معنی‌دار تغییر داد. در تأیید نتایج این مطالعه، تحقیق (Palansooriya *et al*., 2019) نشان

داد که تفاوت در ویژگی‌های شیمیای خاک، به‌ویژه pH، نیتروژن کل و مواد مغذی در دسترس خاک از دلایل تغییرات فعالیت‌های میکروبی خاک تحت رویشگاه‌های مورد مطالعه می‌باشد. به علاوه مطابق با نتایج (Tardy *et al.*, 2014)، کاهش حاصل‌خیزی خاک می‌تواند تأثیر منفی روی مقادیر تنفس پایه و تنفس برانگیخته داشته باشد که در نتایج این پژوهش نیز مشاهده شد. آنزیم‌ها در مقایسه با سایر ویژگی‌های خاک نسبت به تغییرات پوشش گیاهی و مدیریت اراضی سریعتر تغییر می کنند، از این‌رو به‌عنوان شاخصی از تغییرات بیولوژیک خاک مورد استفاده قرار می‌گیرند (Lee *et al.*, 2020). با این حال همه آنزیم‌های خاک تحت تأثیر تغییر پوشش گیاهی به یک اندازه و در یک جهت تغییر نمی‌کنند و ممکن است برخی از آن‌ها در مقایسه با دیگر آنزیم‌ها تغییرات بیشتر یا کمتری را نشان دهند (Wang *et al.*, 2012). در همین راستا نتایج مطالعه حاضر نشان داد که فعالیت‌های آنزیمی خاک (به جز آنزیم آریل‌سولفاتاز) به‌طور معنی‌داری تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی اراضی تغییر می‌کنند. جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله به‌ویژه با گونه صنوبر به‌دلیل ورود مواد آلی با کیفیت بالاتر و بهبود مقادیر واکنش خاک (Cheng *et al.*, 2013)، نیتروژن کل، مواد غذایی در دسترس (فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم)، نیتروژن آلی ذره‌ای (PON) و نیتروژن آلی محلول (DON)، فعالیت آنزیم‌های خاک را افزایش داده است، در حالی‌که ورود مواد آلی با کیفیت پایین با کاهش عناصر حاصلخیزی خاک باعث افت فعالیت‌های آنزیمی درجنگل‌کاری ۱۰ ساله پلت و رویشگاه مرتعی شده است. همراستا با نتایج به دست آمده در تحقیق حاضر، گزارش‌های مشابهی مبنی بر همبستگی قوی تغییرات فعالیت‌های آنزیمی با تغییرات ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی (Zhang *et al.*, 2021) و حاصل‌خیزی خاک (Wenxiang *et al.*, 2002) در رویشگاه‌های مختلف ارائه شده است.

مطابق با نتایج، در جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله، به‌ویژه صنوبر، بیشترین تراکم و زی‌توده کرم‌های خاکی مشاهده شد که از لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری با سایر رویشگاه داشت (شکل ۱). در بین گروه‌های اکولوژیک کرم خاکی، گروه اکولوژیک اپی‌ژئیک نسبت به گروه‌های اکولوژیک آنسئیک و اندوژئیک، تراکم و زی‌توده بالاتری در همه رویشگاه‌های مورد مطالعه دا شت ( شکل ۱). جمعیت نماتدهای خاکزی نیز در بین رویشگاه‌های مختلف از نظر آماری معنی دار بود به‌طوری‌که بیشترین جمعیت نماتدها در جنگل‌کاری صنوبر ۲۰ ساله و کمترین آن در جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله ثبت رسید (شکل ۲).

**جدول ٤- تجزیه واریانس فعالیت میکروبی/آنزیمی خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه**

**Table 4- ANOVA for soil microbial/ biochemical activity in the studied habitats**

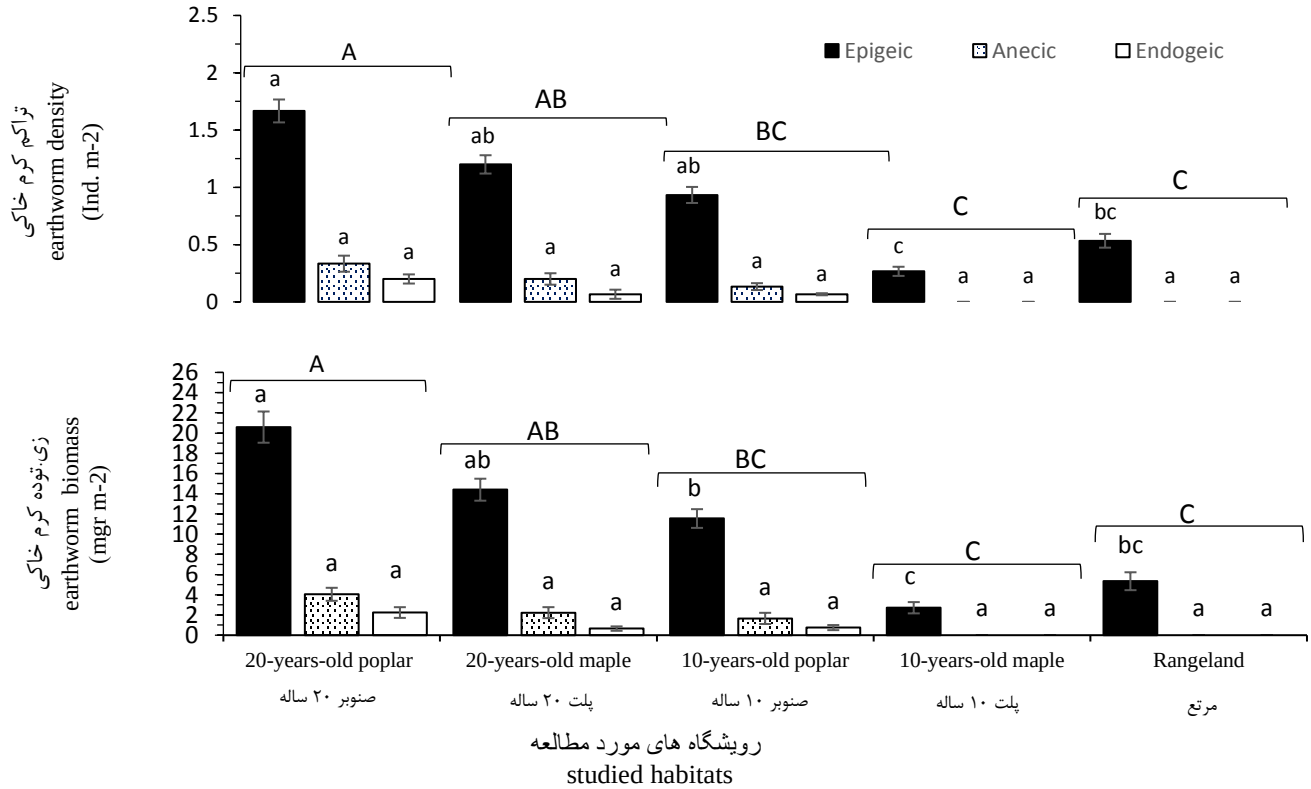
| فعالیت میکروبی/ بیوشیمی خاک<br>Soil microbial/biochemical activity | رویشگاه Habitats | | | | | تجزیه واریانس ANOVA | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | صنوبر ۲۰ ساله<br>20-years-old poplar | پلت ۲۰ ساله<br>20-years-old maple | صنوبر ۱۰ ساله<br>10-year-old poplar | پلت ۱۰ ساله<br>10-years-old maple | مرتع<br>Rangeland | مقدار F<br>F value | معنی‌داری<br>Sig. |
| تنفس میکروبی<br>BR (mg $co_2$ $g^{-1}$ $day^{-1}$) | 0.47± 0.02 a | 0.40± 0.01 a | 0.38± 0.03 a | 0.39± 0.04 a | 0.29± 0.03 b | 3.92 | 0.006 |
| تنفس میکروبی برانگیخته<br>SIR (mg $co_2$ $g^{-1}$ $day^{-1}$) | 1.46± 0.04 a | 1.31± 0.06 b | 1.17± 0.02 b | 1.18± 0.06 b | 0.99± 0.04 | 11.37 | 0.000 |
| کربن زی‌توده میکروبی<br>MBC (mg $kg^{-1}$) | 573.46±36.63 ab | 605.73± 30.01 a | 511.46±21.78bc | 532.60± 23.85 b | 456.06± 28.28 c | 4.05 | 0.005 |
| نیتروژن زی‌توده میکروبی<br>MBN (mg $kg^{-1}$) | 67.76± 1.36 a | 55.95± 2.07 b | 52.44± 2.94 b | 44.10± 2.88 c | 41.48± 2.87 c | 17.38 | 0.000 |
| کربن به نیتروژن زی‌توده میکروبی<br>MBC/MBN ratio | 8.58± 0.65 b | 11.16± 0.84 a | 10.16± 0.72 ab | 12.52± 0.66 a | 11.91± 4.59 a | 3.42 | 0.012 |
| ضریب متابولیک<br>$qCO_2$ (BR/MBC) | 0.88± 0.08 a | 0.68± 0.04 a | 0.78± 0.08 a | 0.76± 0.09 a | 0.64± 0.07 a | 1.43 | 0.232 |
| سهم میکروبی<br>Microbial ratio ($MBC/C_{org}$) | 126.16± 8.04 b | 146.60± 7.81 b | 120.44± 11.12 b | 191.39± 24.03 a | 110.69± 10.71 b | 5.45 | 0.000 |
| شاخص دسترسی به کربن<br>CAI (BR/SIR) | 0.32± 0.01 a | 0.31± 0.01 a | 0.33± 0.03 a | 0.33± 0.04 a | 0.30± 0.04 a | 0.138 | 0.967 |
| آنزیم اوره‌آز<br>Urease (µg $NH^{4+}$–N $g^{-1}$ 2 $h^{-1}$) | 22.65± 1.21 a | 22.60± 0.57 a | 14.45± 0.74 b | 14.14± 0.95 b | 14.07± 0.86 b | 26.30 | 0.000 |
| آنزیم اسید فسفاتاز<br>Acid phosphatase (µg PNP $g^{-1}$ $h^{-1}$) | 528.06± 44.26 a | 457.8± 25.25 ab | 415.13± 34.37 b | 299.66± 16.76 c | 306.2± 7.73 c | 12.47 | 0.000 |
| آنزیم آریل سولفاتاز<br>Arylsulphatase (µg PNP $g^{-1}$ $h^{-1}$) | 214.26± 17.95 a | 175.26± 17.03 a | 163.46± 16.82 a | 184.06± 13.79 a | 197.6± 20.14 a | 1.30 | 0.277 |
| آنزیم اینورتاز<br>Invertase (µg Glucose $g^{-1}$ 3 $h^{-1}$) | 281.66± 14.51 a | 257.06± 17.12 a | 231.2± 13.95 ab | 191.33± 25.32 b | 191.06± 12.64 b | 5.34 | 0.000 |

حداکثر زی‌توده ریشه نیز به‌ترتیب به جنگل‌کاری صنوبر ۲۰ ساله> پلت ۲۰ ساله> صنوبر ۱۰ ساله> پلت ۱۰ ساله> رویشگاه مرتع، تعلق داشت و تفاوت معنی‌داری از لحاظ آماری در بین روشگاه‌ها مشاهده شد (شکل ۲). تجزیه مؤلفه‌های اصلی (PCA) برای تعیین ارتباط رویشگاه های مورد مطالعه و ویژگی‌های لایه آلی و سطحی خاک مورد استفاده قرار گرفت (شکل ۳). تمایز قابل ملاحظه‌ای در مشخصات خاک بین کاربری‌های مختلف مشاهده شد. مؤلفه‌های اول و دوم به‌ترتیب ۲۱/۱۳ و ۹/۰۳ درصد از تغییرات واریانس کل را توجیح می‌کند (شکل ۳). مشخصه‌های حاصلخیزی خاک و ویژگی‌های زیستی خاک در جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله به‌ویژه جنگل‌کاری با گونه درختی صنوبر بالاترین مقدار را دارند و در ارتباط مستقیم با مقادیر نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم لایه آلی بودند در حالی‌که با مقادیر کربن، نسبت کربن به نیتروژن و ضخامت لایه آلی رابطه منفی نشان داد. همچنین کاهش کیفیت لایه آلی (مقادیر بالای کربن، نسبت کربن به نیتروژن لایه آلی)، تجمع لایه آلی و کاهش کیفیت خاک در رویشگاه مرتع و جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله را به‌دنبال داشت (شکل ۳). لایه آلی به‌دلیل فراهم آوردن زیستگاه و منبع غذایی برای فعالیت موجودات خاکزی بسیار ضروری است (Sofo *et al*., 2020) از این‌رو کیفیت مواد آلی، که یکی از عوامل مهم در چرخه عناصر غذایی می‌باشد، نقش بسزایی در میزان فعالیت موجودات خاکزی دارد (Erdmann *et al*., 2012).

در همین راستا مطالعات مختلفی (Li *et al*., 2014; Menta, 2012; Nanganoa *et al*., 2019) تغییرات ویژگی‌های مواد آلی ورودی در رویشگاه‌های مختلف را از عوامل تغییرات جمعیت موجودات خاکزی دانسته‌اند. مطابق با نتایج جدول ۱، لایه آلی در جنگل‌کاری صنوبر ۲۰ ساله از کیفیت بالاتری (نیتروژن و مواد غذایی بالاتر، نسبت کربن به نیتروژن کمتر) در مقایسه با سایر رویشگاه‌ها برخوردار است، بنابراین انتظار می‌رود افزایش فعالیت موجودات خاکزی در جنگل‌کاری ۲۰ ساله صنوبر به‌دلیل کیفیت بالای لایه آلی به‌عنوان منبع غذایی تحت این رویشگاه باشد. در حالی‌که جنگل‌کاری ۱۰ ساله پلت و رویشگاه مرتعی به‌ترتیب با تولید مواد آلی با محتوای نیتروژن پایین و نسبت کربن به نیتروژن بالاتر، جمعیت موجودات خاکزی را به شدت کاهش داد. در تأیید نتایج تحقیق حاضر، (Tavakoli *et al*., 2018a) به این نتیجه رسیدند که اکثر کرم‌های خاکی محیط‌های با مواد غذایی غنی و لاشبرگ‌هایی که کیفیت بالاتری دارند را ترجیح می‌دهند. بررسی کرم‌های خاکی در رویشگاه‌های مورد مطالعه نشان داد که بیشترین جمعیت و زی‌توده کرم‌های خاکی متعلق به جنگل‌کاری صنوبر ۲۰ ساله بود که می‌تواند با مواد آلی با کیفیت تحت این رویشگاه در ارتباط باشد. مطابق با یافته‌های ژائو و همکاران (Zhao *et al*., 2021)، مواد آلی خوش خوراک با مواد غذایی غنی‌تر برای نماتدهای خاکزی مفید بوده و مواد آلی با کربن بالاتر منبع نامطلوبی برای نماتدها خاک به‌شمار می‌آیند. بر همین اساس کاهش جمعیت نماتدها در خاک تحتانی جنگل‌کاری ۱۰ ساله پلت و رویشگاه مرتعی را می‌توان با کاهش کیفیت لاشبرگ در این رویشگاه‌ها در ارتباط دانست. مرور مطالعات قبلی (Hirschfeld *et al*., 2020; Sánchez-Moreno *et al*., 2006) نشان می‌دهد که علاوه بر ویژگی‌های لایه آلی و میکروکلیما، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک نیز می‌توانند جمعیت موجودات خاکزی را تحت‌تأثیر قرار دهند. در جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله (به‌ویژه صنوبر)، جایی که خاک از نظر فیزیکی وضعیت مناسب‌تری داشت موجودات خاکزی تراکم بیشتری را نشان دادند در حالی‌که در جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله و رویشگاه مرتعی این وضعیت کاملا برعکس بود. همچنین مطالعات گذشته pH خاک و تغییرات آن را از عوامل مهم کنترل میزان فعالیت موجودات خاکزی معرفی کرده‌اند (Moslehi & Nazari, 2012; Peng *et al*., 2022). نتایج این تحقیق نشان داد که فعالیت موجودات خاکزی در جنگل‌کاری ۲۰ ساله صنوبربا pH بالاتر، بیشتر از فعالیت آن‌ها در جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله و رویشگاه مرتعی با pH پایینتر بود. در تأیید نتایج این تحقیق (Schelfhout *et al*., 2017) عنوان کردند که برخی از مشخصه‌های خاک از جمله pH می‌توانند بر پراکنش و حضور کرم‌های خاکی اثرگذار باشند. همچنین افزایش pH خاک نقش مثبتی در افزایش تراکم نماتدها (Matute, 2013) در رویشگاه‌های مختلف دارد.

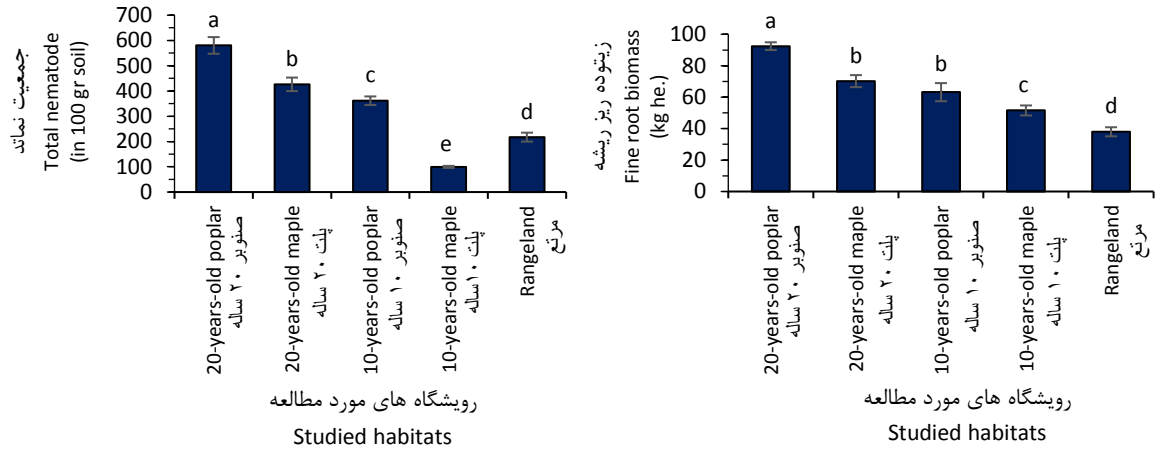
ویژگی‌های مربوط به حاصلخیزی خاک از جمله نیتروژن خاک، فسفر، کلسیم، پتاسیم و منیزیم قابل دسترس نیز می‌توانند بر تراکم و فعالیت موجودات خاکزی مؤثر باشند (Klimek *et al*., 2015; Tao *et al*., 2016). مطابق با نتایج مطالعه حاضر حاصلخیزی بالای خاک در جنگل‌کاری ۲۰ ساله صنوبر به‌دلیل ورود مواد آلی با کیفیت بالاتر، در مقایسه با جنگل‌کاری ۱۰ ساله پلت و رویشگاه مرتعی با خاک فقیر (به‌دلیل ورود مواد آلی بی‌کیفیت)، تراکم موجودات خاکزی را به‌طور معنی‌داری افزایش داده است. بنابراین می‌توان عنوان کرد که تغییرات حاصلخیزی خاک یکی از فاکتورهای مهم تأثیرگذار بر تغییرات فعالیت کرم‌های خاکی (Crumsey *et al*., 2014) و نماتدها (Sun *et al*., 2013) در رویشگاه‌های مورد مطالعه می‌باشد. مطابق با نتایج این پژوهش زی‌توده ریز ریشه تغییرات معنی‌داری را در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه نشان داد و به‌ترتیب در جنگل‌کاری صنوبر ۲۰ ساله، پلت ۲۰ ساله، صنوبر ۱۰ ساله، پلت ۱۰ ساله و رویشگاه مرتعی بیشترین مقدار را داشت. تفاوت در نوع گونه، سن و نوع پوشش گیاهی از دلایل تغییرات مقدار ریز ریشه در رویشگاه‌های مورد مطالعه است (Yuan & Chen, 2010). به‌طوری‌که جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله با افزایش رشد و گسترش ریشه‌های خود در مقایسه با جنگل‌کاری‌های ۱۰ ساله، زی‌توده ریز ریشه بیشتری را به خود اختصاص داده‌اند همچنین رویشگاه مرتعی

به‌دلیل عدم وجود گونه‌های درختی، زی‌توده ریزریشه به شدت کاهش یافته است. از دلایل دیگر مشاهده زی‌توده ریزریشه‌ها در لایه سطحی مورد بررسی خاک جنگل‌کاری صنوبر ممکن است واکنش ریشه در پاسخ به وفور عناصر غذایی در لایه بالایی خاک باشد، چراکه ریزریشه های گیاهان جهت دسترسی بیشتر به عناصر غذایی مورد نیاز خود در سطح بیشتری از خاک گسترش می‌یابند (Sayer *et al*., 2006). در تایید نتایج حاصل از این پژوهش، پژوهش‌های متعددی به نقش حاصلخیزی خاک در افزایش زی‌توده ریزریشه در خاک سطحی رویشگاه‌های مختلف اشار کرده‌اند (Augusto *et al*., 2015; Helmisaari *et al*., 2009; Noguchi *et al*., 2005; Qiu *et al*., 2015). همچنین برخی از مطالعات گزارش نموده‌اند که زی‌توده ریزریشه در عرصه‌های اسیدی در مقایسه با عرصه‌های متعادل‌تر کمتر است (Yuan & Chen, 2010). بنابراین کاهش معنی‌دار واکنش خاک در خاک تحتانی رویشگاه مرتع و جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله از دیگر عوام کاهش زی‌توده ریزریشه در این رویشگاه‌ها می‌باشد. مطابق با نتایج حاصل از تجزیه مؤلفه‌های اصلی (شکل ۳) جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله به‌ویژه با گونه صنوبر با تولید مواد آلی با کیفیت ویژگی‌های لایه سطحی خاک را به‌طور قابل ملاحظه‌ای بهبود بخشیده است در حالی که کیفیت پایین مواد آلی ورودی در جنگل‌کاری پلت ۱۰ ساله و رویشگاه مرتعی نتوانسته است ویژگی‌های حاصلخیزی و فعالیت‌های زیستی خاک را مشابه با جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله بهبود ببخشد. به‌طور کلی می‌توان عنوان کرد که تغییرات سن جنگل‌کاری‌ها، نوع گونه‌های گیاهی و پوشش‌های گیاهی متفاوت با ایجاد شرایط و تولید مواد آلی مختلف، اثرات معنی‌داری بر ویژگی‌های خاک به‌عنوان جزء مهمی از اکوسیستم دارد.



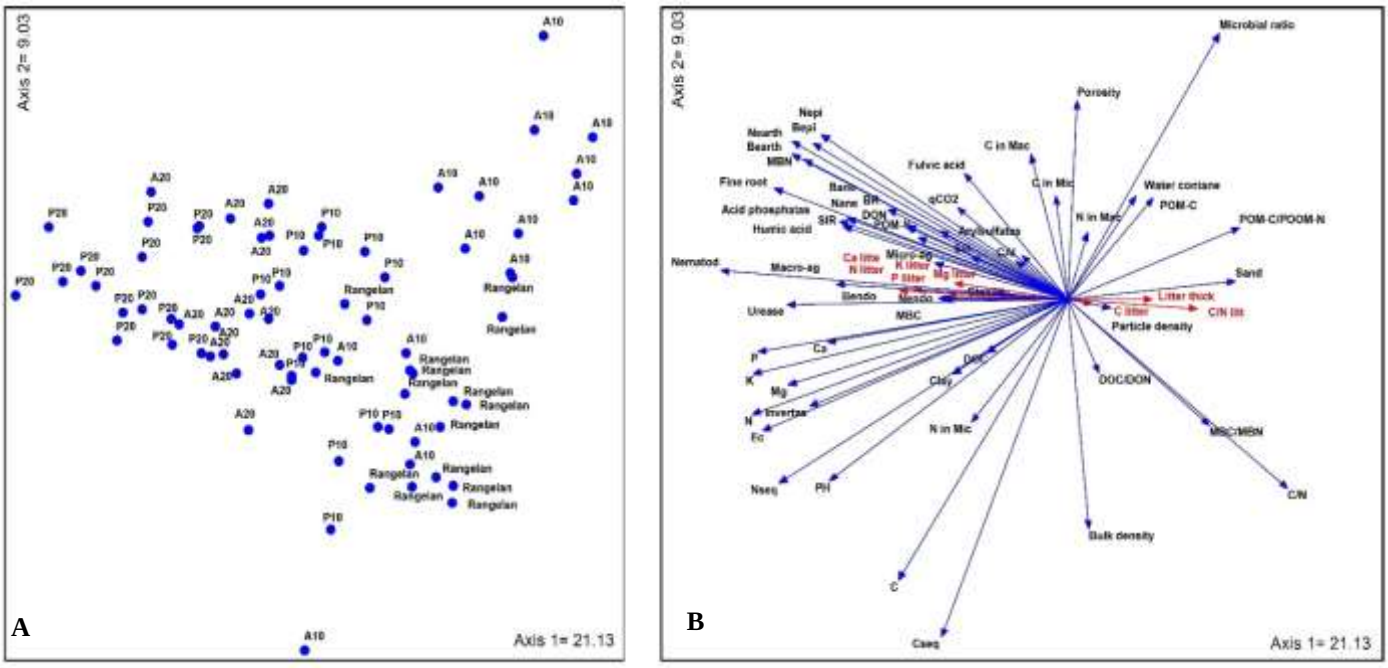

**شکل ۱- میانگین تعداد کرم خاکی (تعداد کل (مقدار F=6.88 و معنی‌داری=0.000)، تعداد اپی‌ژئیک (مقدار F=4.87 و معنی‌داری=0.001)، تعداد اندوژئیک (مقدار F=1.11 و معنی‌داری=0.355)، تعداد آنسئیک (مقدار F=1.55 و معنی‌داری=0.194) و زی‌توده کرم خاکی (زی‌توده کل (مقدار F=6.13 و معنی‌داری=0.000)، زی‌توده اپی‌ژئیک (مقدار F=5.14 و معنی‌داری=0.001)، زی‌توده اندوژئیک (مقدار F=1.19 و معنی‌داری=0.320)، زی‌توده آنسئیک (مقدار F=1.57 و معنی‌داری=0.191)) در رویشگاه‌های مورد مطالعه**

**Figure 1- Mean values of earthworms density (total number (F= 6.88 and P= 0.000), epigeic number (F= 4.87 and P= 0.001), number endogeic (F= 1.117 and P= 0.355), anecic number (F = 1.55 and P= 0.194)) and earthworm biomass (total dry mass (F = 13. 6 and P=0.000), epigeic biomass (F =5.14 and P=0.001), endogeic biomass (F=1.19 and P=0.320), anecic biomass (F= 1.572 and P= 0.191)) in studied habitats**




**شکل ۲- مقایسه میانگین جمعیت نماتد (مقدار F=71.52 و معنی‌داری=0.000) و زی‌توده ریزریشه (مقدار F=28.96 و معنی‌داری=0.000) در رویشگاه‌های مورد مطالعه**

**Figure 2- Mean values of total nematode (F=71.52 and P=0.000) and fine rood biomass (F=28.96 and P= 0.000) in studied habitats**




**شکل ۳- ارتباط جنگل‌کاری‌های صنوبر ۲۰ ساله (P20)، پلت ۲۰ ساله (A20)، صنوبر ۱۰ ساله (P10)، پلت ۱۰ ساله (A10) و پوشش مرتعی (Rangeland) (A)، با ویژگی‌های لایه آلی و سطحی خاک (B)، در آنالیز مؤلفه‌های اصلی**

**Figure 3- The relationship between plantation of 20-years-old poplar (P20), 20-years-old maple (A20), 10-years-old poplar (P10), 10-years-old maple (A10) and rangeland, with the characteristics of the organic and mineral soil layer (B), in principal component analysis**

## نتیجه‌گیری

به‌طور کلی نتایج این تحقیق نشان داد که توده‌های جنگل‌کاری شده با سنین مختلف و پوشش مرتعی اثر معنی‌داری بر ویژگی‌های لایه آلی و سطحی خاک دارد. جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله، با تولید مواد آلی با کیفیت، توانستند ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را در مقایسه با سایر رویشگاه‌های مورد مطالعه بهبود ببخشد. نتایج حاکی از

کیفیت بالای (محتوی نیتروژن بالا و کربن و نسبت کربن به نیتروژن پایین) مواد آلی تولید شده در جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله به‌ویژه با گونه صنوبر در مقایسه با مواد آلی تولید شده در جنگل‌کاری‌های ۱۰ ساله و پوشش مرتعی است. با توجه به نتایج، اکثر ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک تحت جنگل‌کاری ۲۰ ساله صنوبر نسبت به سایر رویشگاه‌های مورد مطالعه به‌طور قابل ملاحظه‌ای از وضعیت بهتری برخوردار بودند. همچنین مطابق با نتایج تحقیق حاضر، بیشترین مقادیر ویژگی‌های زیستی از جمله فعالیت‌های میکروبی، فعالیت آنزیمی و جمعیت کرم‌ها و نماتدهای خاکزی در خاک تحتانی جنگل‌کاری ۲۰ ساله صنوبر مشاهده شد در حالی‌که حداقل مقادیر ویژگی‌های زیستی خاک در جنگلکاری پلت ۱۰ ساله و پوشش مرتعی مشاهده شد. به‌طور کلی، با توجه به نتایج حاصل از تجزیه مؤلفه‌های اصلی تولید مواد آلی با کیفیت بالا در جنگل‌کاری‌های ۲۰ ساله به‌ویژه با گونه صنوبر با ایجاد شرایط مناسب اکثر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را در مقایسه با سایر رویشگاه‌ها به‌طور قابل توجهی بهبود بخشیده است.

## منابع


1. 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. https://doi.org/10.3390/land9120511
2. Alef, K., & Nannipieri, P. (1995). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry* (Issue 631.46 M592ma). Academic Press,.
3. Allison, L.E. (1975). Organic carbon In: Black CA. *Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy, Part*, *2*.
4. Asiedu, E.K., Ampadu, B., Bonsu, M., & Abunyewa, A.A. (2013). *Hydrological and physical changes of soils under cocoa plantations of different ages during the dry season in the transition zone of Ghana*.
5. Asshoff, R., Scheu, S., & Eisenhauer, N. (2010). Different earthworm ecological groups interactively impact seedling establishment. *European Journal of Soil Biology*, *46*(5), 330–334. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2010.06.005
6. Augusto, L., De Schrijver, A., Vesterdal, L., Smolander, A., Prescott, C., & Ranger, J. (2015). Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, *90*(2), 444–466. https://doi.org/10.1111/brv.12119
7. 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*(3), 233–253. https://doi.org/10.1051/forest:2002020
8. Babur, E., Dindaroğlu, T., Roy, R., Seleiman, M.F., Ozlu, E., Battaglia, M.L., & Uslu, Ö.S. (2022). Relationship between organic matter and microbial biomass in different vegetation types. In *Microbial Syntrophy-Mediated Eco-enterprising* (pp. 225–245). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99900-7.00005-5
9. Bending, G.D., Turner, M.K., Rayns, F., Marx, M.-C., & Wood, M. (2004). Microbial and biochemical soil quality indicators and their potential for differentiating areas under contrasting agricultural management regimes. *Soil Biology and Biochemistry*, *36*(11), 1785–1792. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.04.035
10. Benscoter, B.W., Thompson, D.K., Waddington, J.M., Flannigan, M.D., Wotton, B.M., De Groot, W.J., & Turetsky, M.R. (2011). Interactive effects of vegetation, soil moisture and bulk density on depth of burning of thick organic soils. *International Journal of Wildland Fire*, *20*(3), 418–429. https://doi.org/10.1071/WF08183
11. Bower, C.A., Reitemeier, R.F., & Fireman, M. (1952). Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Soil Science*, *73*(4), 251–262.
12. Bremner, J.M. (1982). Total nitrogen. *Methods of Soil Analysis*, 595–624.
13. Brookes, P.C., Landman, A., Pruden, G., & Jenkinson, D.S. (1985). Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *17*(6), 837–842. https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90144-0
14. Cardoso, E.J.B.N., Vasconcellos, R.L.F., Bini, D., Miyauchi, M.Y.H., Santos, C.A. dos, Alves, P.R.L., Paula, A.M. de, Nakatani, A.S., Pereira, J. de M., & Nogueira, M.A. (2013). Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Scientia Agricola*, *70*, 274–289. https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000400009
15. Chapman, H.D., & Pratt, P.F. (1962). Methods of analysis for soils, plants and waters. *Soil Science*, *93*(1), 68.
16. Cheng, F., Peng, X., Zhao, P., Yuan, J., Zhong, C., Cheng, Y., Cui, C., & Zhang, S. (2013). Soil microbial biomass, basal respiration and enzyme activity of main forest types in the Qinling Mountains. *PloS One*, *8*(6), e67353. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067353
17. Crumsey, J.M., Le Moine, J.M., Vogel, C.S., & Nadelhoffer, K.J. (2014). Historical patterns of exotic earthworm distributions inform contemporary associations with soil physical and chemical factors across a northern temperate

forest. *Soil Biology and Biochemistry*, *68*, 503–514. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.029
18. Cusack, D.F., Silver, W.L., Torn, M.S., Burton, S.D., & Firestone, M.K. (2011). Changes in microbial community characteristics and soil organic matter with nitrogen additions in two tropical forests. *Ecology*, *92*(3), 621–632. https://doi.org/10.1890/10-0459.1
19. da Silva Delabona, P., Pirota, R.D.P.B., Codima, C.A., Tremacoldi, C.R., Rodrigues, A., & Farinas, C.S. (2012). Using Amazon forest fungi and agricultural residues as a strategy to produce cellulolytic enzymes. *Biomass and Bioenergy*, *37*, 243–250. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.12.006
20. Dechoum, M.S., Zenni, R.D., Castellani, T.T., Zalba, S.M., & Rejmánek, M. (2015). Invasions across secondary forest successional stages: effects of local plant community, soil, litter, and herbivory on Hovenia dulcis seed germination and seedling establishment. *Plant Ecology*, *216*, 823–833. https://doi.org/10.1007/s11258-015-0470-z
21. Di Carlo, E., Chen, C.R., Haynes, R.J., Phillips, I.R., & Courtney, R. (2019). Soil quality and vegetation performance indicators for sustainable rehabilitation of bauxite residue disposal areas: a review. *Soil Research*, *57*(5), 419–446. https://doi.org/10.1071/SR18348
22. Edwards, C.A. (2004). The importance of earthworms as key representatives of the soil fauna. *Earthworm Ecology*, *2*, 3–11.
23. Elliott, E.T., & Cambardella, C.A. (1991). Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *34*(1-4), 407-419. https://doi.org/10.1016/0167-8809(91)90124-G
24. Emiru, N., & Gebrekidan, H. (2013). Effect of land use changes and soil depth on soil organic matter, total nitrogen and available phosphorus contents of soils in Senbat Watershed, Western Ethiopia. *ARPN Journal of Agricultural and Biological Science*, *8*(3), 206–212.
25. Erdmann, G., Scheu, S., & Maraun, M. (2012). Regional factors rather than forest type drive the community structure of soil living oribatid mites (Acari, Oribatida). *Experimental and Applied Acarology*, *57*, 157–169. https://doi.org/10.1007/s10493-012-9546-9
26. Finzi, A.C., Canham, C.D., & Van Breemen, N. (1998). Canopy tree–soil interactions within temperate forests: species effects on pH and cations. *Ecological Applications*, *8*(2), 447–454. https://doi.org/10.1890/1051-0761
27. Forghani, A. (2004). Study of biochemical changes and properties fulvic and humic acid in soil treated with different organic materials. *8th Iranian Soil Science Congress*, 78–79.
28. Fouché, J., Christiansen, C.T., Lafrenière, M.J., Grogan, P., & Lamoureux, S.F. (2020). Canadian permafrost stores large pools of ammonium and optically distinct dissolved organic matter. *Nature Communications*, *11*(1), 4500.
29. Franco, A.L.C., Knox, M.A., Andriuzzi, W.S., de Tomasel, C.M., Sala, O.E., & Wall, D.H. (2017). Nematode exclusion and recovery in experimental soil microcosms. *Soil Biology and Biochemistry*, *108*, 78–83. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.02.001
30. Galindo, V., Giraldo, C., Lavelle, P., Armbrecht, I., & Fonte, S.J. (2022). Land use conversion to agriculture impacts biodiversity, erosion control, and key soil properties in an Andean watershed. *Ecosphere*, *13*(3), e3979. https://doi.org/10.1002/ecs2.3979
31. Garten Jr, C. T. (2002). Soil carbon storage beneath recently established tree plantations in Tennessee and South Carolina, USA. *Biomass and Bioenergy*, *23*(2), 93–102. https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00033-8
32. Ghazanshahi, J. (2006). *Soil and plant analysis*. Homa publication, 272p.
33. Ghosh, A., Singh, A.B., Kumar, R.V, Manna, M.C., Bhattacharyya, R., Rahman, M.M., Sharma, P., Rajput, P.S., & Misra, S. (2020). Soil enzymes and microbial elemental stoichiometry as bio-indicators of soil quality in diverse cropping systems and nutrient management practices of Indian Vertisols. *Applied Soil Ecology*, *145*, 103304. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.06.007
34. Gilliam, F.S., & Dick, D.A. (2010). Spatial heterogeneity of soil nutrients and plant species in herb-dominated communities of contrasting land use. *Plant Ecology*, *209*, 83–94.
35. Grizzetti, B., Liquete, C., Pistocchi, A., Vigiak, O., Zulian, G., Bouraoui, F., De Roo, A., & Cardoso, A.C. (2019). Relationship between ecological condition and ecosystem services in European rivers, lakes and coastal waters. *Science of the Total Environment*, *671*, 452–465. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.155
36. Guimaraes, D.V., Gonzaga, M.I.S., da Silva, T.O., da Silva, T.L., da Silva Dias, N., & Matias, M.I.S. (2013). Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. *Soil and Tillage Research*, *126*, 177–182. https://doi.org/10.1016/j.still.2012.07.010
37. Haghdoost, N., Akbarinia, M., Hosseini, S.M., & Kooch, Y. (2011). Conversion of Hyrcanian degraded forests to plantations: Effects on soil C and N stocks. *Annals of Biological Research*, *2*, 385–399.
38. Helmisaari, H.-S., Saarsalmi, A., & Kukkola, M. (2009). Effects of wood ash and nitrogen fertilization on fine root biomass and soil and foliage nutrients in a Norway spruce stand in Finland. *Plant and Soil*, *314*, 121–132. https://doi.org/10.1007/s11104-008-9711-4
39. Heydari, M., Poorbabaei, H., Bazgir, M., Salehi, A., & Eshaghirad, J. (2014). Earthworms as indicators for different

forest management types and human disturbance in Ilam oak forest, Iran. *Folia Forestalia Polonica. Series A. Forestry*, *56*(3).
40. Hirschfeld, M.N.C., Cares, J.E., & Esteves, A.M. (2020). Land use, soil properties and climate variables influence the nematode communities in the Caatinga dry forest. *Applied Soil Ecology*, *150*, 103474. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103474
41. Isaac, R.A., & Johnson, W.C. (1975). Collaborative study of wet and dry ashing techniques for the elemental analysis of plant tissue by atomic absorption spectrophotometry. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists*, *58*(3), 436–440. https://doi.org/10.1093/jaoac/58.3.436
42. Jacob, M., Viedenz, K., Polle, A., & Thomas, F.M. (2010). Leaf litter decomposition in temperate deciduous forest stands with a decreasing fraction of beech (Fagus sylvatica). *Oecologia*, *164*, 1083–1094. https://doi.org/10.1007/s00442-010-1699-9
43. Jafari, M., & Sarmadian, F. (2003). *Fundamentals of Soil Science and Soil Classification*. University of Tehran Press. First Edition. (In Persian)
44. Jia, G., Cao, J., Wang, C., & Wang, G. (2005). Microbial biomass and nutrients in soil at the different stages of secondary forest succession in Ziwulin, northwest China. *Forest Ecology and Management*, *217*(1), 117–125. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.055
45. Jiao, S., Li, J., Li, Y., Xu, Z., Kong, B., Li, Y., & Shen, Y. (2020). Variation of soil organic carbon and physical properties in relation to land uses in the Yellow River Delta, China. *Scientific Reports*, *10*(1), 20317.
46. Jochum, M., Ferlian, O., Thakur, M.P., Ciobanu, M., Klarner, B., Salamon, J., Frelich, L.E., Johnson, E.A., & Eisenhauer, N. (2021). Earthworm invasion causes declines across soil fauna size classes and biodiversity facets in northern North American forests. *Oikos*, *130*(5), 766–780. https://doi.org/10.1111/oik.07867
47. Jones, D.L., & Willett, V.B. (2006). Experimental evaluation of methods to quantify dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved organic carbon (DOC) in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *38*(5), 991–999. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.012
48. Kemper, W.D., & Rosenau, R.C. (1986). Aggregate stability and size distribution. *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods*, *5*, 425–442. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c17
49. Klimek, B., Niklińska, M., Jaźwa, M., Chodak, M., & Tarasek, A. (2015). Application of the bait-lamina method to measure the feeding activity of soil fauna in temperate forests. *Polish Journal of Ecology*, *63*(3), 414–423. https://doi.org/10.3161/15052249PJE2015.63.3.011
50. Kooch, Y., Amani, M., & Abedi, M. (2022). Vegetation degradation threatens soil health in a mountainous semi-arid region. *Science of the Total Environment*, *830*, 154827. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154827
51. 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. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104621
52. Kooch, Y., & Noghre, N. (2020). Nutrient cycling and soil-related processes under different land covers of semi-arid rangeland ecosystems in northern Iran. *Catena*, *193*, 104621. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104621
53. Kooch, Y., Tarighat, F.S., & Haghverdi, K. (2022). Effect of forest and non-forest land covers on soil organic matter, Fulvic and Humic Acids. *Ecology of Iranian Forest*, 39–46. https://doi.org/10.52547/ifej.10.19.39
54. Kooch, Y., Zaccone, C., Lamersdorf, N.P., & Tonon, G. (2014). Pit and mound influence on soil features in an Oriental Beech (*Fagus orientalis* Lipsky) forest. *European Journal of Forest Research*, *133*, 347-354. https://doi.org/10.1007/s10342-013-0766-2
55. Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, *304*(5677), 1623–1627. https://doi.org/10.1126/science.1097396
56. Lamandé, M., Hallaire, V., Curmi, P., Péres, G., & Cluzeau, D. (2003). Changes of pore morphology, infiltration and earthworm community in a loamy soil under different agricultural managements. *Catena*, *54*(3), 637–649. https://doi.org/10.1016/S0341-8162(03)00114-0
57. Lee, S.-H., Kim, M.-S., Kim, J.-G., & Kim, S.-O. (2020). Use of soil enzymes as indicators for contaminated soil monitoring and sustainable management. *Sustainability*, *12*(19), 8209. https://doi.org/10.3390/su12198209
58. Li, M., Zhou, X., Zhang, Q., & Cheng, X. (2014). Consequences of afforestation for soil nitrogen dynamics in central China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *183*, 40–46. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.018Get rights and content
59. Li, Z., Li, D., Ma, L., Yu, Y., Zhao, B., & Zhang, J. (2019). Effects of straw management and nitrogen application rate on soil organic matter fractions and microbial properties in North China Plain. *Journal of Soils and Sediments*, *19*, 618–628. https://doi.org/10.1007/s11368-018-2102-4
60. Liang, W., Lou, Y., Li, Q., Zhong, S., Zhang, X., & Wang, J. (2009). Nematode faunal response to long-term application of nitrogen fertilizer and organic manure in Northeast China. *Soil Biology and Biochemistry*, *41*(5), 883–890. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.06.018

61. Luo, G., Xue, C., Jiang, Q., Xiao, Y., Zhang, F., Guo, S., Shen, Q., & Ling, N. (2020). Soil carbon, nitrogen, and phosphorus cycling microbial populations and their resistance to global change depend on soil C: N: P stoichiometry. *Msystems*, *5*(3), e00162-20. https://doi.org/10.1128/msystems.00162-20
62. Martin, J.G., Bolstad, P.V., Ryu, S.-R., & Chen, J. (2009). Modeling soil respiration based on carbon, nitrogen, and root mass across diverse Great Lake forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, *149*(10), 1722–1729. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.06.002
63. Marzi, M., Shahbazi, K., Kharazi, N., & Rezaei, M. (2020). The influence of organic amendment source on carbon and nitrogen mineralization in different soils. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, *20*, 177–191. https://doi.org/10.1007/s42729-019-00116-w
64. Matute, M.M. (2013). Soil nematodes of Brassica rapa: influence of temperature and pH. *Advances in Natural Science*, *6*(4), 20–26. https://doi.org/10.3968/j.ans.1715787020130604.2858
65. McCauley, A., Jones, C., & Jacobsen, J. (2009). Soil pH and organic matter. *Nutrient Management Module*, *8*(2), 1–12.
66. Meena, A., & Rao, K.S. (2021). Assessment of soil microbial and enzyme activity in the rhizosphere zone under different land use/cover of a semiarid region, India. *Ecological Processes*, *10*(1), 1–12. https://doi.org/10.1186/s13717-021-00288-3
67. Menta, C. (2012). Soil fauna diversity-function, soil degradation, biological indices, soil restoration. *Biodiversity Conservation and Utilization in a Diverse World*, 59–94.
68. Mojarabi, M., Moftakhar, J.M., Kooch, Y., & Jalilvand, H. (2011). Comparition of regeneration density and biodiversity of afforestations of *Populus deltoides* Marsh. and *Acer velutinum* Boiss. In Dallak Khil of Mazandaran. *Iranian Journal of Biology*, 614-621. (In Persian)
69. Mohamed, A.E., Rashed, M.N., & Mofty, A. (2003). Assessment of essential and toxic elements in some kinds of vegetables. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *55*(3), 251–260. https://doi.org/10.1016/S0147-6513(03)00026-5
70. Mohammadi, K., Heidari, G., Khalesro, S., & Sohrabi, Y. (2011). Soil management, microorganisms and organic matter interactions: A review. *African Journal of Biotechnology*, *10*(86), 19840. https://doi.org/10.5897/AJBX11.006
71. Moslehi, M., & Nazari, J. (2012). Relations between earthworms and trees and its effects on forest soils. *Human and Environmental*, *20*(1), 108–113.
72. Nanganoa, L.T., Okolle, J.N., Missi, V., Tueche, J.R., Levai, L.D., & Njukeng, J.N. (2019). Impact of different land-use systems on soil physicochemical properties and macrofauna abundance in the humid tropics of Cameroon. *Applied and Environmental Soil Science*, *2019*. https://doi.org/10.1155/2019/5701278
73. Neatrour, M.A., Jones, R.H., & Golladay, S.W. (2005). Correlations between soil nutrient availability and fine-root biomass at two spatial scales in forested wetlands with contrasting hydrological regimes. *Canadian Journal of Forest Research*, *35*(12), 2934–2941. https://doi.org/10.1139/x05-217
74. Nelson, D.W., & Sommers, L. (1983). Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*, *9*, 539–579. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29
75. Nilsson, M.-C., Wardle, D.A., & Dahlberg, A. (1999). Effects of plant litter species composition and diversity on the boreal forest plant-soil system. *Oikos*, 16–26. https://doi.org/10.2307/3546566
76. Noguchi, K., Sakata, T., Mizoguchi, T., & Takahashi, M. (2005). Estimating the production and mortality of fine roots in a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantation using a minirhizotron technique. *Journal of Forest Research*, *10*, 435–441. https://doi.org/10.1007/s10310-005-0163-x
77. Olsen, S.R., & Dean, L.A. (1965). Phoshorus (Ed. CA Black) Methods of Soil Analysis. Part 2. *American Society of Agronomy*. Inc. Publisher Madison Wisconsin USA.
78. Page-Dumroese, D. S. (2020). The North American long-term soil productivity study: Collaborations to understand forest responses to land management. *Forest Management–Research Partnerships*, 53. https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-P-193-paper8
79. Page, A.L., Miller, R.H., & Jeeney, D.R. (1750). Methods of soil analysis, Part 1. *Physical properties*. SSSA Publication, Madison.
80. Palansooriya, K.N., Wong, J.T.F., Hashimoto, Y., Huang, L., Rinklebe, J., Chang, S.X., Bolan, N., Wang, H., & Ok, Y.S. (2019). Response of microbial communities to biochar-amended soils: a critical review. *Biochar*, *1*, 3–22. https://doi.org/10.1007/s42773-019-00009-2
81. Peng, Y., Holmstrup, M., Schmidt, I. K., De Schrijver, A., Schelfhout, S., Heděnec, P., Zheng, H., Bachega, L. R., Yue, K., & Vesterdal, L. (2022). Litter quality, mycorrhizal association, and soil properties regulate effects of tree species on the soil fauna community. *Geoderma*, *407*, 115570. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115570
82. Peri, P.L., Rosas, Y.M., Ladd, B., Toledo, S., Lasagno, R.G., & Martinez Pastur, G. (2019). Modeling soil nitrogen

content in South Patagonia across a climate gradient, vegetation type, and grazing. *Sustainability*, *11*(9), 2707. https://doi.org/10.3390/su11092707
83. Pires, L. F., Brinatti, A. M., Saab, S. C., & Cássaro, F. A. M. (2014). Porosity distribution by computed tomography and its importance to characterize soil clod samples. *Applied Radiation and Isotopes*, *92*, 37–45. https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2014.06.010
84. Plaster, E. (2013). *Soil science and management*. Cengage learning.
85. 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. https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0
86. Qiu, Q., Li, J. Y., Wang, J. H., He, Q., Su, Y., & Ma, J. W. (2015). Interactions between soil water and fertilizer application on fine root biomass yield and morphology of Catalpa bungei seedlings. *Applied Mechanics and Materials*, *700*, 323–333. https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.700.323
87. Robertson, G. P., Coleman, D. C., Sollins, P., & Bledsoe, C. S. (1999). *Standard soil methods for long-term ecological research* (Vol. 2). Oxford University Press on Demand.
88. Safaei, M., Bashari, H., Mosaddeghi, M. R., & Jafari, R. (2019). Assessing the impacts of land use and land cover changes on soil functions using landscape function analysis and soil quality indicators in semi-arid natural ecosystems. *Catena*, *177*, 260–271. https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.021
89. Sánchez-Moreno, S., Minoshima, H., Ferris, H., & Jackson, L. E. (2006). Linking soil properties and nematode community composition: effects of soil management on soil food webs. *Nematology*, *8*(5), 703–715.
90. Sayer, E. J., Tanner, E. V. J., & Cheesman, A. W. (2006). Increased litterfall changes fine root distribution in a moist tropical forest. *Plant and Soil*, *281*, 5–13. https://doi.org/10.1007/s11104-005-6334-x
91. Schelfhout, S., Mertens, J., Verheyen, K., Vesterdal, L., Baeten, L., Muys, B., & De Schrijver, A. (2017). Tree species identity shapes earthworm communities. *Forests*, *8*(3), 85. https://doi.org/10.3390/f8030085
92. Schloter, M., Dilly, O., & Munch, J. C. (2003). Indicators for evaluating soil quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *98*(1–3), 255–262. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00085-9
93. Seighalani, S., Ramazanpoor, H., & Kahneh, H. (2015). The effect of Taxadium, Alnus and Poplus on soil chemical in forest areas, Astaneh-ye Ashrafiyeh region. *Iranian Journal of Soil Researches*, *29*, 233–241.
94. Sharrow, S. H., & Ismail, S. (2004). Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems*, *60*, 123–130. https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000013267.87896.41
95. Sione, S. M. J., Wilson, M. G., Lado, M., & González, A. P. (2017). Evaluation of soil degradation produced by rice crop systems in a Vertisol, using a soil quality index. Catena, 150, 79–86. https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.11.011
96. Sofo, A., Mininni, A.N., & Ricciuti, P. (2020). Soil macrofauna: A key factor for increasing soil fertility and promoting sustainable soil use in fruit orchard agrosystems. *Agronomy*, *10*(4), 456. https://doi.org/10.3390/agronomy10040456
97. Sohrabi, H., Jourgholami, M., Lo Monaco, A., & Picchio, R. (2022). Effects of forest harvesting operations on the recovery of earthworms and nematodes in the Hyrcanain old-growth forest: Assessment, mitigation, and best management practice. *Land*, *11*(5), 746. https://doi.org/10.3390/land11050746
98. Soto, L., Galleguillos, M., Seguel, O., Sotomayor, B., & Lara, A. (2019). Assessment of soil physical properties' statuses under different land covers within a landscape dominated by exotic industrial tree plantations in south-central Chile. *Journal of Soil and Water Conservation*, *74*(1), 12–23. https://doi.org/10.2489/jswc.74.1.12
99. Srinivasan, V., Maheswarappa, H.P., & Lal, R. (2012). Long term effects of topsoil depth and amendments on particulate and non particulate carbon fractions in a Miamian soil of Central Ohio. *Soil and Tillage Research*, *121*, 10–17. https://doi.org/10.1016/j.still.2012.01.014
100. Stott, D.E. (2019). Recommended soil health indicators and associated laboratory procedures. *Soil Health Technical Note*, *450–03*.
101. Sun, X., Zhang, X., Zhang, S., Dai, G., Han, S., & Liang, W. (2013). Soil nematode responses to increases in nitrogen deposition and precipitation in a temperate forest. *PloS One*, *8*(12), e82468. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082468
102. Tao, H.-H., Slade, E.M., Willis, K.J., Caliman, J.-P., & Snaddon, J.L. (2016). Effects of soil management practices on soil fauna feeding activity in an Indonesian oil palm plantation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *218*, 133–140. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.012
103. Tardy, V., Mathieu, O., Lévêque, J., Terrat, S., Chabbi, A., Lemanceau, P., Ranjard, L., & Maron, P. (2014). Stability of soil microbial structure and activity depends on microbial diversity. *Environmental Microbiology Reports*, *6*(2), 173–183. https://doi.org/10.1111/1758-2229.12126
104. Tavakoli, M., Kooch, Y., & Akbarinia, M. (2018a). Frequency and diversity of worms in topsoil of degraded and reclaimed forest habitats of the Caspian region. *Iranian Journal of Forest*, *10*(3), 293–306.

105. Tavakoli, M., Kooch, Y., & Akbarinia, M. (2018b). *The effect of degraded and reclaimed forest areas on carbon dioxide gas emissions and soil carbon mineralization in West of Mazandaran*. International Conferences of Climate Change and Dendrochronology in Caspian Ecosystems, Sari, Iran.
106. Tong, H., Simpson, A.J., Paul, E. A., & Simpson, M.J. (2021). Land-use change and environmental properties alter the quantity and molecular composition of soil-derived dissolved organic matter. *ACS Earth and Space Chemistry*, *5*(6), 1395–1406. https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.1c00033
107. Vahedi, A. A., Motaji, A., & Eshaghi Rad, J. (2014). Variation of soil organic carbon pool weight associated with plant biodiversity (Case study: Mixed-beech forests of Glandrood in Nour). *Iranian Journal of Applied Ecology*, *3*(7), 1–12. https://doi.org/20.1001.1.24763128.1393.3.7.2.0
108. Vázquez, E., Benito, M., Espejo, R., & Teutscherova, N. (2020). Response of soil properties and microbial indicators to land use change in an acid soil under Mediterranean conditions. *Catena*, *189*, 104486. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104486
109. Verma, S., & Jayakumar, S. (2012). Impact of forest fire on physical, chemical and biological properties of soil: A review. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, *2*(3), 168.
110. Wang, B., Xue, S., Liu, G. Bin, Zhang, G.H., Li, G., & Ren, Z.P. (2012). Changes in soil nutrient and enzyme activities under different vegetations in the Loess Plateau area, Northwest China. *Catena*, *92*, 186–195. https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.12.004
111. Wang, Q., & Wang, S. (2006). Microbial biomass in subtropical forest soils: effect of conversion of natural secondary broad-leaved forest to Cunninghamia lanceolata plantation. *Journal of Forestry Research*, *17*(3), 197–200. https://doi.org/10.1007/s11676-006-0046-9
112. Wang, Q., Xiao, F., He, T., & Wang, S. (2013). Responses of labile soil organic carbon and enzyme activity in mineral soils to forest conversion in the subtropics. *Annals of Forest Science*, *70*, 579–587. https://doi.org/10.1007/s13595-013-0294-8
113. Wang, W.J., & Dalal, R.C. (2006). Carbon inventory for a cereal cropping system under contrasting tillage, nitrogen fertilisation and stubble management practices. *Soil and Tillage Research*, *91*(1–2), 68–74. https://doi.org/10.1016/j.still.2005.11.005
114. Wenxiang, H., Xin, J., & Yongrong, B. (2002). Study on soil enzyme activity effected by dimehypo. *Xibei Nonglin Keji Daxue Xuebao (China)*.
115. Ye, R., Wright, A. L., Inglett, K., Wang, Y., Ogram, A. V, & Reddy, K. R. (2009). Land-use effects on soil nutrient cycling and microbial community dynamics in the everglades agricultural area, Florida. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *40*(17–18), 2725–2742. https://doi.org/10.1080/00103620903173772
116. Yesilonis, I., Szlavecz, K., Pouyat, R., Whigham, D., & Xia, L. (2016). Historical land use and stand age effects on forest soil properties in the Mid-Atlantic US. *Forest Ecology and Management*, *370*, 83–92. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.046
117. Yuan, Z.Y., & Chen, H.Y.H. (2010). Fine root biomass, production, turnover rates, and nutrient contents in boreal forest ecosystems in relation to species, climate, fertility, and stand age: literature review and meta-analyses. *Critical Reviews in Plant Sciences*, *29*(4), 204–221. https://doi.org/10.1080/07352689.2010.483579
118. Zeng, X., Zhang, W., Cao, J., Liu, X., Shen, H., & Zhao, X. (2014). Changes in soil organic carbon, nitrogen, phosphorus, and bulk density after afforestation of the "Beijing–Tianjin Sandstorm Source Control" program in China. *Catena*, *118*, 186-194. https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.01.005
119. Zhang, L., Jing, Y., Chen, C., Xiang, Y., Rezaei Rashti, M., Li, Y., Deng, Q., & Zhang, R. (2021). Effects of biochar application on soil nitrogen transformation, microbial functional genes, enzyme activity, and plant nitrogen uptake: A meta-analysis of field studies. *GCB Bioenergy*, *13*(12), 1859–1873. https://doi.org/10.1111/gcbb.12898
120. Zhao, C., Li, Y., Zhang, C., Miao, Y., Liu, M., Zhuang, W., Shao, Y., Zhang, W., & Fu, S. (2021). Considerable impacts of litter inputs on soil nematode community composition in a young Acacia crassicapa plantation. *Soil Ecology Letters*, *3*, 145–155. https://doi.org/10.1007/s42832-021-0085-3