

The effect of different land uses on the characteristics of the organic and mineral soil layer in the west of Mazandaran

Yahya Kooch^{1*}, Atefeh Shahpiri² and Katayoun Haghverdi³

Introduction

Forests, encompassing approximately 30% of the Earth's land area, hold significant ecological importance due to their rich biodiversity and the multitude of environmental services they provide. These ecosystems outperform other terrestrial habitats, making them invaluable to all life forms on our planet. The destruction of forest habitats and changes in land use patterns exert significant impacts on the variability of soil quality indicators. The consequence of forest degradation encompasses various adverse consequences, including the destruction of wildlife habitats, climate change, global warming, diminishing plant and animal biodiversity, and reduced water conservation capacity. Extensive research has been conducted to investigate soil quality in diverse land uses within temperate regions. However, there is a noticeable scarcity of studies focusing on semi-arid regions. It is imperative to note that a comprehensive and practical assessment of soil condition necessitates the simultaneous measurement of physical, chemical, and biological indicators. Such an integrated approach ensures a thorough and effective evaluation of soil quality. The primary objective of this study was to assess the impact of various land uses, namely natural forest (*C. betulus* - *P. persica*), plantation (*Q. castaneifolia*), garden, rangeland, and agricultural lands (rice), on the physical, chemical, and biological properties of the organic and mineral soil layers. Specifically, the investigation focused on the evaluation of fauna and flora, microbial communities, and enzyme activities. The study was conducted in the semi-arid region of Kajur Nowshahrmourad.

Materials and Methods

To achieve this objective, contiguous sections of the study area were carefully chosen, ensuring minimal variations in height above sea level, percentage and direction of slope. Subsequently, three one-hectare plots (100 × 100) were selected within each study habitat, with a minimum distance of 600 meters between them. From each one-hectare plot, four leaf litter samples and four soil samples (30 cm × 30 cm, 10 cm depth) were collected and transported to the laboratory for analysis. In total, 12 litter samples and 12 soil samples were collected from each of the habitats. The soil samples were divided into two parts: one part was air-dried and then passed through a 2 mm sieve for subsequent physical and chemical testing, while the other part was stored at 4 degrees Celsius for biological assessments. One-way analysis of variance tests were employed to compare the characteristics of the organic layer and soil among the studied habitats. Furthermore, Duncan's test ($P > 0.05$) was utilized to compare the average parameters that exhibited significant differences among the different habitats.

Results and Discussion

The findings derived from this investigation underscore the substantial variability in organic layer characteristics across different vegetation types. Natural forests emerged as the most prominent in terms of thickness, nitrogen content, and calcium concentration, whereas agricultural areas exhibited the lowest values. Grassland areas displayed the highest carbon content and carbon-to-nitrogen ratio, while agricultural and natural forest areas demonstrated comparatively lower values. Agricultural lands demonstrated elevated bulk density and sand content, whereas natural forests exhibited the lowest values. Notably, natural forests showcased the highest porosity, aggregate stability, silt percentage, and macro- and micro-aggregate quantities, while agricultural areas presented the lowest values. Chemical analysis of the soil indicated that natural forests recorded the highest values for most chemical characteristics, while agricultural lands displayed the lowest values. Biological attributes generally exhibited the highest levels in natural forests and the lowest levels in agricultural areas. Specifically, the abundance and biomass of epigeic and endogeic fauna did not exhibit significant differences among different land uses during the summer season. Managed forests demonstrated the highest values for moisture content, basal respiration, substrate-induced respiration, and microbial biomass carbon. Conversely, agriculture exhibited the lowest values in these regards. The microbial biomass carbon-to-nitrogen ratio was highest in agricultural areas, while natural forests displayed the lowest value. Natural forests displayed the highest values for most nitrogen transformation characteristics, whereas agricultural areas exhibited the lowest values. Nitrogen nitrification and mineralization showed a decreasing trend across different land uses during the

summer and autumn seasons. The type of vegetation cover also significantly influenced the variability of soil ammonium and nitrate levels.

Conclusions

Based on the results obtained from this study, it can be inferred that the preservation and conservation of natural forest cover should be given utmost importance. Additionally, in degraded areas, the establishment of woody vegetation can serve as a viable approach for the restoration of ecosystems with similar ecological conditions. Furthermore, the presence of tree covers, specifically *C. betulus* and *P. persica*, is of greater significance compared to rangeland and agricultural land uses in enhancing soil fertility and creating favorable biological conditions. As a result, this research provides valuable insights into the impact of different land uses on the characteristics of the organic and mineral soil layers in mountainous habitats. The information obtained can be instrumental in guiding natural resource managers and offering practical assistance in decision-making processes.

Keywords: Land cover, Rangeland, Soil carbon and nitrogen mineralization, Microbial activity.

مجله علمی پژوهشی
فصلنامه علمی پژوهشی
پژوهش‌های زیست‌محیطی

اثر کاربری‌های مختلف اراضی بر ویژگی‌های لایه آلی و معدنی خاک در غرب مازندران

یحیی کوچ^{۱*}، عاطفه شه‌پیری^۲ و کنایون حق‌وردی^۳

^۱دانشیار گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس. پست الکترونیکی: yahya.kooch@modares.ac.ir

^۲دانشجوی مقطع دکتری علوم مرتع، دانشگاه تربیت مدرس

^۳استادیار گروه کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج

چکیده

تخریب رویشگاه‌های جنگلی و تغییر کاربری اراضی می‌تواند اثرات برجسته‌ای در تغییرپذیری شاخص‌های کیفیت خاک داشته باشد. گزارش‌های اندکی از بررسی کیفیت خاک در کاربری‌های مختلف اراضی مشاهده می‌شود. بر همین اساس، پژوهش حاضر به مطالعه اثر کاربری‌های مختلف اراضی بر ویژگی‌های لایه آلی و معدنی خاک در کجور نوشهر انجام شد. ویژگی‌های مختلف خاک در رویشگاه جنگلی طبیعی ممرز - انجیلی، جنگل کاری بلندمازو، اراضی‌های باغی، مرتعی و کشاورزی (برنج) در منطقه نیرنگ نوشهر، استان مازندران مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور، در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه سه قطعه یک هکتاری (۱۰۰ متر × ۱۰۰ متر) با فواصل حداقل ۶۰۰ متر انتخاب شدند. در هر یک از قطعات یک هکتاری، تعداد ۴ نمونه از لایه آلی و معدنی خاک (سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری) برداشت شد و در مجموع از هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه تعداد ۱۲ نمونه لاشبرگ و ۱۲ نمونه خاک جهت تجزیه و تحلیل به آزمایشگاه منتقل گردید. نتایج حاکی از اثرات معنی‌دار کاربری‌های مختلف اراضی بر ویژگی‌های لایه آلی و خاک بود. مطابق با یافته‌های پژوهش حاضر، مقادیر بالاتر محتوی نیتروژن، فسفر، کلسیم، منیزیم و پتاسیم لایه آلی منجر به بهبود مشخصه‌های حاصلخیزی خاک، فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی، جمعیت کرم‌های خاکی، تعداد نماتدهای خاکزی و زی‌توده ریزریشه، تحت جنگل طبیعی شده است. در حالی که رویشگاه‌های مرتعی و کشاورزی با تولید مواد آلی یا محتوی بالای کربن و نسبت کربن به نیتروژن منجر به کاهش تجزیه مواد آلی (ضخامت بیشتر لایه آلی) و در نتیجه کاهش مشخصه‌های مذکور لایه معدنی خاک شدند. با توجه به یافته‌های این پژوهش می‌توان نتیجه گرفت که حفاظت از پوشش جنگلی طبیعی باید مورد توجه قرار گیرد، ضمن اینکه در مناطق تخریب یافته می‌توان از پوشش گیاهی چوبی برای احیای مناطق با شرایط اکولوژیکی مشابه استفاده کرد.

کلمات کلیدی: پوشش اراضی، رویشگاه مرتعی، معدنی شدن کربن و نیتروژن خاک، فعالیت میکروبی.

مقدمه

جنگل‌ها حدود ۳۰ درصد از کره زمین را پوشش می‌دهند و به علت تنوع زیستی و خدمات زیست‌محیطی نسبت به سایر بوم‌سازگان‌ها عملکرد مناسب‌تری دارند و برای همه موجودات زنده بر روی زمین بسیار ارزشمند هستند (Kooch et al., 2023). در واقع، جنگل‌ها به عنوان ریه‌های زمین عمل می‌کنند و به طور مداوم جذب، ذخیره و تبدیل دی‌اکسید کربن (CO_2) به اکسیژن را سبب می‌شوند که به کاهش غلظت گازهای گلخانه‌ای در جو زمین کمک کرده و در نهایت تغییرات آب و هوایی را کنترل می‌کنند (Allegrini et al., 2017). در طی سالیان گذشته این رویشگاه‌ها بخاطر دخالت‌های انسانی، استفاده‌های بی‌رویه، حضور دام، تغییر کاربری اراضی با اهدافی نظیر استفاده از معادن، ایجاد اراضی کشاورزی و بهره‌برداری بیش از توان تولید رویشگاه مورد تخریب قرار گرفته است که با توجه به رشد جمعیت و توسعه صنایع این روند رو به رشد می‌باشد (Tengberg et al., 2012; Meyfroidt et al., 2013). میزان تخریب و تغییر کاربری جنگل‌ها به گزارش فائو ۱۳ میلیون هکتار در سال برآورد شده است. بدنبال تخریب جنگل، کاربری‌های متفاوتی ایجاد شد که متداول‌ترین نوع کاربری‌ها امروزه به شکل‌های مرتع، کشاورزی و باغ مشاهده می‌گردد (Marshall et al., 2020; Azizi Mehr et al., 2020).

از پیامدهای منفی تغییر کاربری و تخریب جنگل‌ها می‌توان به تخریب زیست‌گاه‌های حیات وحش، تغییر اقلیم و گرمایش جهانی، کاهش تنوع زیستی گیاهی و جانوری، کاهش ظرفیت حفظ آب، افزایش آلودگی‌های منابع آب زیرزمینی، اختلال در ترکیب جوامع جانوری و گیاهی، امکان هجوم آفات و بیماری‌ها و افزایش اراضی بیابانی اشاره کرد (Yukse, 2013). تغییراتی که پس از جنگل‌تراشی و اجرای عملیات زراعی در منطقه اتفاق می‌افتد می‌تواند منجر به کاهش مواد آلی خاک، فرسایش خاک، ایجاد رواناب، کاهش فعالیت میکروبی، فرسایش خاک و کاهش میزان تخلخل و نفوذپذیری خاک گردد (Singha et al., 2020). از این رو انجام جنگل‌کاری با گونه‌های مختلف درختی می‌تواند به عنوان یک اقدام مناسب برای بازسازی این مناطق تخریب شده مورد توجه قرار گیرد. تخریب رویشگاه‌های جنگلی، تغییر کاربری و بازسازی این مناطق تخریب شده به‌وسیله جنگل‌کاری با تغییر در نوع پوشش گیاهی و مواد آلی ورودی با کیفیت متفاوت، اثرات متفاوتی بر کیفیت خاک دارند (Kooch et al., 2020). از این رو، بررسی کیفیت و میزان مواد آلی ورودی، به منظور ارزیابی وضعیت خاک در رویشگاه‌های با پوشش‌های مختلف اهمیت بسیاری دارد.

کیفیت خاک برآیندی از مشخصه‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک است (Kooch et al., 2023). بنابراین برای ارزیابی کامل، کاربردی و موثر کیفیت خاک باید مشخصه‌های مختلف خاک به طور همزمان مورد بررسی قرار گیرند. خواص فیزیکی و شیمیایی خاک جز مولفه‌های خیلی مهم اکوسیستم‌ها است (Osman, 2013). بطوریکه تخریب جنگل و تبدیل آن به اراضی کشاورزی می‌تواند اثر منفی بر روی این مشخصه‌ها داشته باشد (Kooch & Noghre, 2020). افزایش جرم مخصوص ظاهری، کاهش تخلخل، نفوذپذیری و فرسایش بیشتر خاک به دنبال تخریب عرصه‌های جنگلی رخ می‌دهد (Osman, 2013). فرسایش خاک به ویژگی‌های زیادی مانند اندازه ذرات خاک، نفوذپذیری و رطوبت خاک وابسته است و تغییر کاربری به مقدار زیادی این ویژگی‌ها را تحت تاثیر قرار می‌دهد. همچنین تغییر کاربری جنگل به دلیل کاهش پوشش گیاهی سبب می‌شود که پایداری خاکدانه‌ها کاهش یافته و ساختمان خاک تخریب شود (Zeraatpisheh et al., 2020). تغییر کاربری اراضی می‌تواند از طریق تخریب پوشش گیاهی و کاهش لایه آلی، بر روی ماده آلی اثر گذار باشد. بنابراین محتوی ماده آلی و پویایی آن در خاک یک مشخصه ضروری برای

ارزیابی تغییرات در مورد انواع پوشش‌های گیاهی است (Zhao et al., 2021). عناصر غذایی خاک دارای نقش‌های ویژه و ضروری در سوخت و ساز گیاه می‌باشند. تغییر خصوصیات شیمیایی خاک از طریق مواد آلی ورودی به لایه آلی خاک با ترکیبات شیمیایی مختلف بر مشخصه‌های شیمیایی خاک اثرگذارند (Hessen et al., 2013). مرور منابع حاکی از آنست که تغییر کاربری و تخریب پوشش‌های گیاهی باعث کاهش ورود بقایای گیاهی تازه به خاک شده و منجر به بروز تغییرات قابل توجه در ویژگی‌های شیمیایی شده است (Meyfroidt et al., 2013; Schelfhout et al., 2017). تغییر پوشش‌های گیاهی سبب کاهش هدایت الکتریکی و هدر رفت کربن آلی خاک می‌شود (Fenetahun et al., 2021).

فون و فلور خاک یکی از مهم‌ترین اجزا اکوسیستم خاک محسوب می‌شود و بسیار حساستر به اکوسیستم و دخالت‌های انسانی و تغییر پوشش‌های گیاهی هستند و خیلی سریع‌تر واکنش نشان می‌دهند (Kooch et al., 2022). مشخصه‌های زیستی در رویشگاه‌های مختلف تحت تاثیر پارامترهای زیادی از جمله نوع پوشش گیاهی، مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، ضخامت لایه آلی و نوع مدیریت قرار دارد (Sohrabi et al., 2022) تاثیر بسزایی بر چرخه عناصر غذایی و حاصل خیزی خاک دارد (Yue et al., 2013). از این‌رو، ارزیابی ریزجانداران خاک می‌تواند به‌عنوان ابزاری برای بررسی کیفیت زیستی خاک و تغییر کاربری بکار رود (Van Leeuwen et al., 2019; Jochum et al., 2021). پژوهش‌ها حاکی از آنست که فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی، به‌عنوان شاخص‌های بسیار حساس به تغییرات میزان ماده آلی خاک، تغییر و تخریب کاربری اراضی تاکید شده است (Gorobtsova et al., 2016; Allegrini et al., 2017; Kooch et al., 2018).

اگرچه پژوهش‌هایی در ارتباط با تغییر کاربری صورت گرفته است اما اکثر این تحقیقات بیشتر بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک تاکید داشته‌اند (Kooch et al., 2018; Fenetahun et al., 2021; Kooch, 2023). در حالی که ویژگی‌های زیستی خاک (که شاخص‌های حساس‌تری نسبت به تغییر و تخریب رویشگاه‌ها هستند) کمتر مورد توجه قرار گرفته‌اند. از این‌رو، در تحقیق حاضر تلاش شد علاوه بر پارامترهای فیزیکی و شیمیایی، پارامترهای زیستی نیز مورد بررسی قرار گیرد. بر همین اساس در پژوهش حاضر اثر کاربری‌های مختلف اراضی از جمله رویشگاه جنگلی طبیعی ممرز - انجیلی، جنگل کاری بلندمازو، اراضی‌های باغی، مرتعی و کشاورزی (برنج)، بر ویژگی‌های لایه آلی و معدنی خاک شامل خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و زیستی (فون و فلور، میکروبی و آنزیمی) مورد بررسی قرار گیرد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

پژوهش حاضر در حوزه اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان مازندران - نوشهر، منابع طبیعی واحد خیرودکنار در حوزه آبخیز ۴۵ گلندرود، طرح جنگلداری نیرنگ، سری ۷ با عرض جغرافیایی $36^{\circ}30'40''$ و $36^{\circ}37'30''$ و طول جغرافیایی $51^{\circ}28'25''$ و $51^{\circ}26'30''$ به مساحت ۲۵۴۴ هکتار با حداقل ارتفاع از سطح دریا ۵۰ متر و حداکثر ارتفاع از سطح دریا ۱۴۲۰ متر، در محدوده ۵ کیلومتری شهرستان نوشهر واقع شده است. براساس گزارش نزدیکترین ایستگاه هواشناسی، ایستگاه کلیماتولوژی نوشهر، میزان بارندگی سالیانه در این محدوده ۱۳۰۰ میلی - متر بوده که حداقل آن در تیر و حداکثر آن در مهرماه است. گرمترین ماه سال، تیر و مرداد با میانگین دمای $29/2$ درجه سانتی‌گراد و سردترین ماه سال، بهمن با میانگین دمای $2/6$ درجه سانتی‌گراد است. همچنین میانگین دمای سالانه برابر با $15/9$ درجه سانتی‌گراد ثبت شده است. بطور کلی خاک‌های منطقه مورد بررسی دارای منشأ مادری آهکی و مارنی و در بعضی نقاط شیل‌های ذغالی می‌باشد. سری مربوطه دارای خاکی تکامل یافته و نسبتاً عمیق تا عمیق و در نقاط

مرتفع بعضاً کم عمق، بافت خاک عموماً نیمه‌سنگین تا سنگین با درصد رس بیش از ۳۰ تا ۳۵ درصد می‌باشد. پوشش - های اراضی مورد مطالعه در این تحقیق عبارتند از:

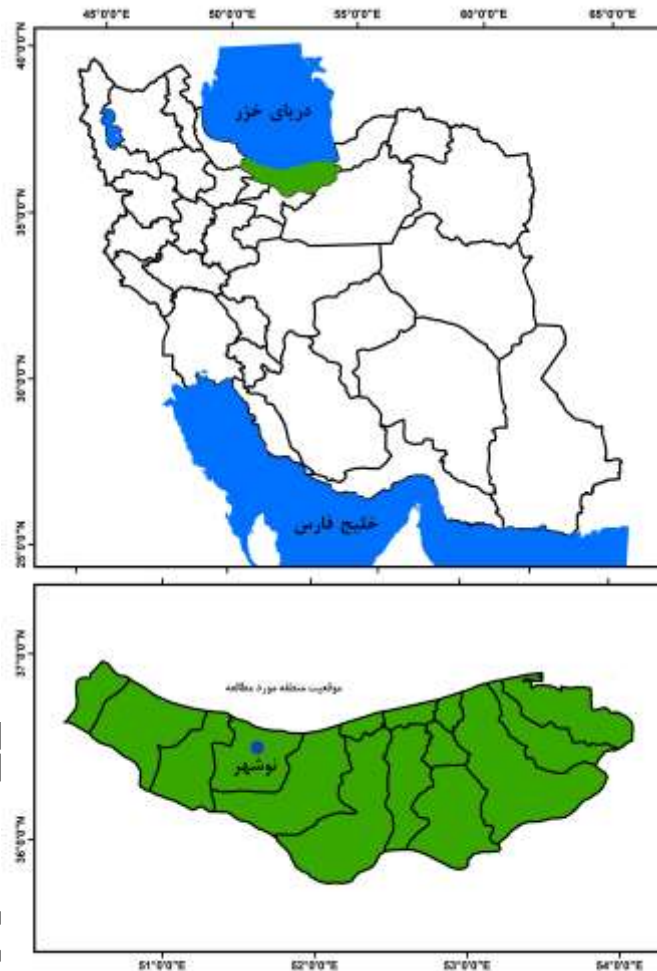
۱- جنگلی طبیعی ممرز - انجیلی

۲- جنگل کاری بلندمازو

۳- اراضی باغی

۴- اراضی مرتعی

۵- اراضی کشاورزی (برنج)



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه در استان مازندران، شمال ایران.

Fig. 1. Location of the study area in Mazandaran Province, Northern Iran.

نمونه‌برداری و تجزیه آزمایشگاهی

به منظور بررسی اثرات پوشش‌های اراضی بر مشخصه‌های مختلف لایه‌های آلی و معدنی خاک، پس از بررسی‌های اولیه و بازدیدهای میدانی، بخش‌هایی از اراضی فوق‌الذکر انتخاب شد که به صورت پیوسته با هم بوده و حداقل اختلاف ارتفاع از سطح دریا، حداقل تغییر درصد و جهت شیب در آن‌ها مشاهده شد. بدین منظور در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه سه قطعه یک هکتاری با فواصل حداقل ۶۰۰ متر انتخاب شدند. در هر یک از قطعات یک هکتاری (۱۰۰×۱۰۰)، تعداد ۴ نمونه از لایه آلی (لاشبرگ یا لاشه‌ریزه سطح زمین در محل نمونه‌برداری خاک می‌باشد)

و معدنی خاک (سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری) برداشت و در مجموع از هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه تعداد ۱۲ نمونه لایه آلی و ۱۲ نمونه خاک جهت تجزیه و تحلیل به آزمایشگاه منتقل شد. یک بخش از نمونه‌های خاک جهت انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، پس از هوا خشک شدن از الک ۲ میلی-متری عبور داده شده و بخش دوم نمونه‌ها برای انجام آزمایش‌های زیستی تا زمان آزمایش در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد (Kooch & Noghre, 2020).

ضخامت لایه بستر در عرصه، مقدار کربن لایه آلی (لاشبرگ یا لاشهریزه) به روش احتراق (Nilsson et al., 1999) و مقدار نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم لاشبرگ به روش معدنی‌سازی نمونه‌ها (Bremner & Mulvaney, 1982) در محیط آزمایشگاه اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری رطوبت خاک قبل از هوا خشک شدن به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد خشک شدند (Tavakoli et al., 2018a). دمای خاک نیز با استفاده از دماسنج دیجیتال برای عمق مورد مطالعه در زمان نمونه‌برداری اندازه‌گیری گردید (Zancan et al., 2006). جرم مخصوص ظاهری به روش کلوخه و جرم مخصوص حقیقی به روش پیکنومتری (Blake & Hartge, 1986) اندازه‌گیری و سپس تخلخل خاک محاسبه شد (Pires et al., 2014). پایداری خاکدانه‌ها به روش یودر (Kemper & Rosenau, 1986) و بافت خاک به روش هیدرومتري اندازه‌گیری شد (Six et al., 1998).

واکنش به روش پتانسیومتری از طریق دستگاه pH متر الکتریکی، هدایت الکتریکی به وسیله EC سنج، کربن آلی خاک به روش والکلی-بلاک (Alston, 1975) و نیتروژن کل به روش کج‌لدال (Bremner & Mulvaney, 1982) اندازه‌گیری شدند. میزان ذخیره کربن از رابطه $C_{stock} = 10000 \times OC \times Bd \times D$ و ذخیره نیتروژن از رابطه $N_{stock} = 10000 \times N \times Bd \times D$ (Wang & Dalal, 2006) محاسبه شد. در این معادلات، C_{stock} و N_{stock} به ترتیب ذخیره کربن و نیتروژن (مگاگرم بر هکتار)، OC، کربن آلی (درصد)، N، نیتروژن کل (درصد)، Bd، جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب)، D، عمق نمونه‌برداری خاک (سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری) می‌باشند. فسفر به روش اولسن (Chapman & Pratt, 1962)، پتاسیم، کلسیم و منیزیم قابل جذب خاک با استفاده از روش جذب اتمی اندازه‌گیری شد (Bower et al., 1952). 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-بلاک 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) اندازه‌گیری شد (Jones & Willett, 2006). شاخص مدیریت کربن به روش Blair et al. (1995) بدست آمد. مقدار زیتوده درشت‌ریشه‌ها (قطر بالای ۲ میلی‌متر) و ریزریشه‌ها (قطر کمتر از ۲ میلی‌متر) در متر مربع برای هر رویشگاه به‌دست آمد (Neatrou et al., 2005). از روش انکوباسیون آزمایشگاهی برای سنجش فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، فسفاتاز، آریل سولفاتاز و اینورتاز استفاده شد (Alef & Nannipieri, 1995).

مشخصه‌های اقلیمی (رطوبت، حرارت) و زیستی خاک در دو فصل تابستان (مرداد) و پاییز (آبان) مورد بررسی قرار گرفت. برای شناسایی کرم‌های خاکی از روی شکل ظاهری، هر یک از آنها ابتدا به صورت دستی از خاک جدا و پس از شستشو در آب در ظروف حاوی الکل نگهداری شد. با توجه به مشخصه‌های ریخت‌شناسی (اندازه، طول و رنگ بدن) و همچنین مشخصه‌هایی نظیر محل قرارگیری و شکل گلیتوم، محل قرارگیری اندام‌های جنسی روی سگمنت‌ها و گلیتوم، شکل و نوع اندام‌های جنسی و دیگر مشخصات ظاهری، کرم‌های خاکی مورد شناسایی قرار گرفت (Bayranvand & Kooch, 2016). نمونه‌های جمع‌آوری شده کرم‌های خاکی تمیز و شمارش شد، در پاکت‌های

مقوایی قرار داده شده و به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۶۰ درجه سلسیوس خشک شد و سپس وزن آن‌ها به وسیله ترازو تا دقت میلی‌گرم اندازه‌گیری شد (Kooch et al., 2017). شمارش کنه‌ها و پادمان‌ها به روش قیف برلیز، نماتدهای خاکزی با استفاده از تکنیک قیف بیرمن و سانتیفریوژ (Neher et al., 2005)، پروتوزوئرها، پروتوزوئرها، میکروسکوپ با بزرگنمایی ۵۰ (Adl et al., 2006)، جمعیت باکتری‌ها و قارچ‌های خاکزی به روش کشت (Wollum, 1982) در محیط آزمایشگاه ثبت شد. تنفس پایه خاک با استفاده از روش بطری در بسته (Alef & Nannipieri, 1995) و تنفس برانگیخته خاک، همانند روش تنفس پایه با اضافه کردن میزان ۱ میلی‌لیتر گلوکز ۱ درصد برای هر نمونه خاک ۱۰ گرمی اندازه‌گیری شد (Anderson & Domsch, 1990). کربن و نیتروژن زی‌توده میکروبی خاک نیز به روش تدخین استخراج اندازه‌گیری شد (Brookes et al., 1985). اندازه‌گیری آمونیوم به روش Idophenol blue method و قرائت عصاره در طول موج ۶۴۵ نانومتر توسط دستگاه طیف‌سنج انجام شد (که اساس آن بر واکنش بین فنل و آمونیوم است) و اندازه‌گیری نترات با دستگاه فتومتر (در طول موج ۴۲۰ نانومتر) به روش نترات صورت پذیرفت (Robertson et al., 1999). برای سنجش فرایندهای آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون و معدنی‌شدن نیتروژن از روش کیسه مدفون استفاده شد (Singh et al., 2009; Wang et al., 2010).



تجزیه آماری داده‌ها

به منظور تجزیه و تحلیل و همچنین مقایسه داده‌ها، ابتدا نرمال بودن آنها با آزمون کولموگروف-اسمیرنوف و همگنی واریانس با آزمون لون تست گردید. به منظور بررسی تفاوت یا عدم تفاوت مقادیر مشخصه‌های مورد مطالعه در ارتباط با پوشش‌های اراضی، برای مشخصه‌های لاشبرگ، فیزیکی، شیمیایی و زیستی (در هر یک از فصول تابستان و پاییز) از تجزیه واریانس یک‌طرفه استفاده شد. آزمون دانکن نیز به منظور مقایسه چندگانه میانگین به کار گرفته شد. کلیه تجزیه و تحلیل‌های آماری در بسته نرم‌افزاری SPSS نسخه ۲۰ انجام پذیرفت. همچنین به منظور انجام آنالیز چند متغیره و تعیین ارتباط فعالیت‌های زیستی با مقادیر لایه آلی و مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی خاک در انواع پوشش‌های اراضی، تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) با ایجاد ماتریس حاصله در برنامه PC-ORD تحت Windows مورد بررسی قرار گرفت.



نتایج و بحث

مشخصه‌های لایه آلی

نتایج حاکی از وجود تفاوت آماری معنی‌دار ویژگی‌های لایه آلی در رویشگاه‌های مختلف است. در همین راستا، بیشترین مقادیر ضخامت، نیتروژن و کلسیم لاشبرگ در پوشش جنگل طبیعی و کمترین مقدار این مشخصه‌ها به کشاورزی تعلق داشت. همچنین پوشش مرتعی دارای بیشترین مقادیر کربن، نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ و کمترین مقادیر این مشخصه‌ها به ترتیب در کشاورزی و جنگل طبیعی می‌باشد. اما مشخصه‌های پتاسیم و منیزیم لاشبرگ دارای اختلاف معنی‌داری در بین پوشش‌های گیاهی اراضی نمی‌باشند (جدول ۱).

بر اساس پژوهش‌های پیشین، نوع پوشش گیاهی مقدار و کیفیت مواد آلی ورودی، چرخه مواد غذایی خاک و خدمات اکوسیستم را به مقدار قابل توجهی تحت تاثیر قرار می‌دهند (Aguilar-Fernández et al., 2020; Kooch, 2023). با توجه به بررسی‌های انجام شده، کمیت و کیفیت مواد آلی ورودی در رویشگاه‌ها تحت تاثیر پوشش‌های گیاهی مختلف نیز تغییر می‌کند (Parsapour et al., 2018; Berkelmann et al., 2020). بنابراین تغییرات در ویژگی‌های مواد آلی ورودی تحت رویشگاه‌های مختلف در تحقیق حاضر می‌تواند به دلیل تفاوت در نوع گونه و پوشش

گیاهی باشد. همسو با نتایج این تحقیق، Galindo et al. (2022) بیان کردند که رویشگاه‌های مختلف به دلیل داشتن پوشش گیاهی متنوع با تولید مواد آلی با ویژگی‌های متفاوت، ویژگی‌های خاک را به طور معنی‌داری تغییر می‌دهند. برطبق نتایج به دست آمده با تغییر کاربری رویشگاه‌های مورد مطالعه از جنگل به سایر کاربری‌ها، ماده آلی خاک به طرز قابل توجهی کاهش یافته است. تولید و تجزیه لاشبرگ دو فرآیند مهم هستند که منبع اصلی ورود ماده آلی به خاک بوده و چرخه عناصر غذایی در بوم‌سازگان‌های جنگلی را تنظیم می‌کنند. نرخ هر دو فرآیند تولید و تجزیه لاشبرگ، تعیین کننده ضخامت لایه لاشبرگی در خاک بوم‌سازگان‌های جنگلی می‌باشد (León & Osorio, 2014). نتایج نشان دهنده روند معکوس مقادیر کربن و نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ در جنگل طبیعی می‌باشند. در تفسیر کمتر بودن میزان کربن لاشبرگ در جنگل طبیعی نسبت به سایر کاربری‌ها، می‌توان به نقش نرخ تجزیه بیشتر لاشبرگ این رویشگاه اشاره نمود (Schulp et al., 2008). تغییر کاربری، منجر به کاهش مواد آلی ورودی به خاک می‌شود و همچنین سبب تسریع در تجزیه لاشبرگ و به هدر رفتن مواد غذایی آن منجر می‌گردد (Fenetahun et al., 2021) که هم راستا با نتایج به دست آمده پژوهش حاضر می‌باشد. بررسی‌های متعددی به افزایش میزان نیتروژن طی تجزیه لاشبرگ در جنگل‌ها و اراضی جنگل کاری شده اشاره داشته‌اند (Ribeiro et al., 2002; Guendehou et al., 2014). نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ جنگل طبیعی، کمترین مقدار را نسبت به سایر کاربری‌ها دارا بوده است. مقادیر کم این نسبت مربوط به تجزیه سریع مواد آلی است (Hatton et al., 2015). نسبت پایین کربن به نیتروژن لاشبرگ در مواد آلی ورودی به سهم بالای نیتروژن در بقایا مرتبط است (Miletić et al., 2012). از دیگر یافته‌های تحقیق حاکی از این بود که مقادیر غلظت‌های فسفر و کلسیم در جنگل طبیعی بیشترین بوده است بنابراین، انتظار تجزیه سریع‌تر و اثرات غیر افزایشی مثبت در تجزیه لاشبرگ‌های این گونه می‌رود (Pérez-Corona et al., 2006).

جدول ۱- تجزیه واریانس (میانگین \pm اشتباه معیار) ویژگی‌های لایه آلی در رویشگاه‌های مورد مطالعه.

Table 1- ANOVA (Mean \pm standard error) for organic layer characteristics in the studied habitats.

ویژگی‌های لایه آلی Organic layer properties	رویشگاه Habitats					تجزیه واریانس ANOVA	
	جنگل طبیعی	جنگل کاری	باغ	مرتع	کشاورزی	F مقدار	معنی‌داری
	Natural forest	Plantation	Garden	Rangeland	Agriculture	F value	Sig.
ضخامت (سانتی متر) Thickness (cm)	9.63 \pm 0.24 a	7.60 \pm 0.34 b	5.75 \pm 0.94 c	3.94 \pm 0.53 d	3.30 \pm 0.63 d	19.701	0.000
کربن (درصد) Carbon (%)	39.98 \pm 3.54 b	41.71 \pm 2.52 b	42.66 \pm 3.35 b	52.55 \pm 2.19 a	36.31 \pm 3.50 b	3.874	0.008
نیتروژن (درصد) Nitrogen (%)	2.31 \pm 0.11 a	1.98 \pm 0.32 a	1.16 \pm 0.19 b	1.18 \pm 0.21 b	0.91 \pm 0.22 b	7.493	0.000
نسبت کربن به نیتروژن C/N ratio	17.51 \pm 1.70 a	28.82 \pm 4.68 a	48.35 \pm 7.31 b	59.10 \pm 8.22 b	56.42 \pm 8.47 b	7.543	0.000
فسفر (درصد) Phosphorus (%)	4.11 \pm 0.20 a	3.99 \pm 0.36 a	4.16 \pm 0.66 a	3.23 \pm 0.39 b	2.39 \pm 0.30 b	3.397	0.015
پتاسیم (درصد) Potassium (%)	2.67 \pm 0.33 a	2.27 \pm 0.18 a	1.96 \pm 0.49 a	2.05 \pm 0.22 a	1.65 \pm 0.27 a	1.427	0.237
کلسیم (درصد) Calcium (%)	3.03 \pm 0.46 a	1.93 \pm 37.00 b	1.74 \pm 0.41 b	1.16 \pm 0.22 b	1.08 \pm 0.22 b	4.975	0.002
منیزیم (درصد) Magnesium (%)	0.84 \pm 0.03 a	0.79 \pm 0.04 a	0.64 \pm 0.20 a	0.68 \pm 0.06 a	0.51 \pm 0.09 a	1.560	0.198

مشخصه‌های خاک

نتایج تجزیه واریانس نشان دهنده تفاوت آماری معنی‌دار اکثر ویژگی‌های فیزیکی خاک در بین رویشگاه‌های مورد بررسی است (جدول ۲). نتایج به دست آمده نشان داد که بیشترین مقدار جرم مخصوص ظاهری و شن به خاک رویشگاه کشاورزی تعلق داشت و کمترین مقدار این مشخصه‌ها در جنگل طبیعی مشاهده شد. حداکثر مقادیر تخلخل، پایداری خاکدانه، درصد رس و درصد خاکدانه‌های درشت و ریز در جنگل طبیعی اندازه‌گیری شد و کمترین مقدار آن‌ها در رویشگاه کشاورزی بود (جدول ۲). جرم مخصوص ظاهری در رویشگاه کشاورزی نسبت به جنگل طبیعی و جنگل کاری بیشترین مقادیر را نشان داده است و میزان ماده آلی ورودی عامل اصلی آن محسوب می‌شود (Schlub et al., 2008). جرم مخصوص ظاهری همبستگی بالایی با کربن آلی خاک دارد (Xiao et al., 2021; Zhou et al., 2015). در این پژوهش، افزایش جرم مخصوص ظاهری در خاک منطقه عاری از پوشش درختی را می‌توان به ماده آلی کم مرتبط دانست (Schulp et al., 2008; Wen-Jie et al., 2011). اگرچه بافت خاک یکی از مشخصه‌های تقریباً ثابت خاک تلقی می‌شود، اما در هر حال مطابق با گزارش (Meyfroidt et al., 2013)، اجزای بافت (شن، سیلت و رس) خاک در بلندمدت می‌تواند تغییرات معنی‌داری را به واسطه تحولات خاک و همچنین توالی‌های پوشش گیاهی نشان دهد، که هم راستا با نتایج پژوهش حاضر می‌باشد. بافت، ساختمان و تراکم خاک به عنوان مؤثرترین عوامل بر جرم مخصوص ظاهری خاک به شمار می‌روند. به طور کلی، هر چه بافت خاک رسی‌تر، ساختمان خاک مطلوب‌تر و خاک غیر متراکم‌تر باشد تخلخل و پایداری خاکدانه خاک بیشتر بوده، در نتیجه جرم مخصوص ظاهری خاک کمتر می‌شود (Kooch, 2012)، این روند در جنگل طبیعی مشاهده شد. تحت شرایط طبیعی خاک‌های رسی دارای ظرفیت کاتیونی، نرخ تجزیه لاشبرگ و نرخ تولید اولیه بالاتری هستند (Silver et al., 2000). همچنین گونه‌های گیاهی تا حدودی مقادیر ذرات رس و شن خاک را تغییر می‌دهند (Jagadamma et al., 2014) که مطابق با یافته‌های پژوهش حاضر می‌باشد. نتایج این تحقیق نیز بیشترین درصد رس به عرصه جنگل طبیعی تعلق داشت و رابطه مثبتی بین میزان رس و تنفس میکروبی خاک مشاهده شد. درصد ماکروخاکدانه‌های خاک در جنگل طبیعی بیشتر از مناطق بدون جنگل می‌باشد (Marcos et al., 2010). از آنجا که میکروخاکدانه‌ها موجب حفاظت کربن آلی در درون خاکدانه‌ها می‌گردند، یک عامل مهم در شکل‌گیری ماکروخاکدانه‌های خاک به حساب می‌آیند (Six et al., 2002; Aminiyan et al., 2015). ماکرو خاکدانه‌ها مسئول بیش از نیمی از کل خاکدانه‌های خاک هستند (Li et al., 2016) و تاکید کننده نتایج این تحقیق می‌باشد بطوریکه بیشترین مقادیر خاکدانه‌ها در اکوسیستم جنگل مشاهده شد.

بررسی پارامترهای شیمیایی در کاربری‌های مختلف بیانگر آنست که اکثر مشخصه‌های شیمیایی در جنگل طبیعی دارای حداکثر مقدار و در کشاورزی دارای حداقل مقدار می‌باشند (جدول ۲). در جنگل طبیعی بیشترین مقدار واکنش خاک و کمترین مقدار آن در کشاورزی مشاهده شد. میزان واکنش در منطقه بدون پوشش درختی کمتر از جنگل کاری-ها بوده و مطابق با تحقیق (Nsabimana et al., 2008)، تخریب جنگل و تغییر کاربری از مهم‌ترین عوامل کاهش واکنش خاک در عرصه‌های طبیعی می‌باشد. بین مواد آلی و واکنش خاک رابطه منفی معنی‌داری وجود دارد به شکلی که با افزایش مواد آلی ورودی به خاک، میزان گاز دی اکسید کربن ناشی از تجزیه آن نیز بیشتر می‌شود که در نتیجه موجب ازدیاد اسید کربنیک شده و واکنش خاک کاهش می‌یابد (Kooch et al., 2022). در این تحقیق تغییرات هدایت الکتریکی می‌تواند به دلیل 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. تغییرات هدایت الکتریکی خاک تحت پوشش‌های درختی مختلف، به دلیل اختلاف در مشخصه‌های شاخ و برگ درختان و کیفیت لاشبرگ آن‌ها می‌باشد (Haghdoost et al., 2011). یافته‌های این تحقیق حاکی از عدم تغییرات معنی‌دار مشخصه‌های کربن آلی و ذخیره کربن خاک تحت انواع پوشش‌های اراضی می‌باشد. به نظر می‌رسد پوشش‌های گیاهی (که لاشه‌ریزه آنها یکی از منابع اصلی کربن خاک

به شمار می‌آیند) مستقر در رویشگاههای مورد بررسی دارای محتویات کربن تقریباً مشابهی می‌باشند. در پژوهش حاضر، بهبود تغییرات کربن همچنین در ماکرو و میکرو خاکدانه‌ها به دلیل وجود گونه‌های درختی بوده است. در همین راستا، پژوهش‌های پیشین اشاره داشته‌اند، که با توجه به ساختمان خاک، تجمع محتویات کربن و نیتروژن و همچنین درصد ماکرو و میکرو خاکدانه‌ها در انواع پوشش‌های اراضی، متفاوت می‌باشد (Tong et al., 2021; Zhao et al., 2021). از این رو، تغییرپذیری محتویات کربن و نیتروژن در اجزای خاکدانه‌ها بسیار متغیر بوده و تابع شرایط رویشگاه و نوع پوشش‌های گیاهی است (Kumari et al., 2011; Sofo et al., 2020). نیتروژن کل یک جزء مهم از ماده آلی خاک است و تا حد زیادی بر میزان تجزیه و هموسی شدن آن اثر می‌گذارد. غلظت نیتروژن خاک در بین گونه‌های درختی مختلف، متفاوت می‌باشد (Kooch et al., 2023). بیشترین و کمترین نیتروژن کل خاک، نیتروژن ماکرو و میکرو خاکدانه و **ذخیره** نیتروژن در جنگل طبیعی و کشاورزی مشاهده شد. پژوهش‌های زیادی بر تأثیر مثبت حضور گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن در افزایش ذخیره نیتروژن خاک اشاره داشته‌اند (Kimmins, 1997; Vogel & Gower, 1998; Rothe et al., 2002). لاشبرگ با غلظت بالای نیتروژن، موجب غنی‌سازی محتوی نیتروژن خاک می‌شود (Berg & Mao et al., 2010; McLaugherty, 2008). در بین رویشگاه‌های مورد تحقیق، جنگل طبیعی بالاترین ذخیره نیتروژن را به خود اختصاص داد که به نوعی نشان دهنده تأثیر بهتر پوشش جنگلی و گذشت زمان بر انباشتگی نیتروژن خاک است. این افزایش را می‌توان به دلیل بالا بودن میزان پوشش گیاهی و حجم زیاد ریشه در جنگل طبیعی دانست (Sharrow & Ismail, 2004). از طرفی کاهش ذخیره نیتروژن خاک در رویشگاه مرتعی و کشاورزی به دلیل کاهش کیفیت و مقدار نیتروژن در مواد آلی ورودی تحت این رویشگاه بود. تغییرات مقادیر کربن آلی ذره‌ای، نیتروژن آلی ذره-ای و نسبت کربن به نیتروژن آلی ذره‌ای می‌تواند به دلیل تغییر در کربن آلی و نیتروژن کل خاک، تغییرات وضعیت شیمی خاک و همچنین عناصر غذایی تحت رویشگاه‌های مختلف باشد (Jiao et al., 2020). افزایش نیتروژن آلی محلول تحت جنگل طبیعی می‌تواند با مقادیر بالای نیتروژن لایه آلی و معدنی در این رویشگاه‌ها در ارتباط باشد (Fouché et al., 2020). طبق نتایج بیشترین و کمترین مقادیر فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم قابل جذب در جنگل طبیعی و کشاورزی مشاهده شد. مقادیر بالای غلظت فسفر در مناطق جنگل کاری شده ممکن است مرتبط با چرخه سریع فسفر به دنبال تجزیه و معدنی‌سازی لاشبرگ‌هایی با محتوی بیشتر فسفر باشد که موجب افزایش فسفر خاک می‌شود (Chase & Singh, 2014). به طور کلی در شرایط عرصه‌ای یکسان گونه‌های تثبیت‌کننده نیتروژن مقادیر بالاتری از کلسیم را نسبت به گونه‌های دیگر دارا هستند (Kooch et al., 2016). منیزیم خاک به دنبال وجود آشفستگی و بهره‌برداری کاهش می‌یابد و می‌تواند در توجیه مقادیر پایین منیزیم خاک در منطقه عاری از پوشش درختی به این عامل اشاره کرد (Chi et al., 2016).

مطابق با نتایج این پژوهش زی‌توده ریزریشه تغییرات معنی‌داری را در بین رویشگاه‌های مورد بررسی نشان داد و به ترتیب در جنگل طبیعی، جنگل کاری و باغ بیشترین مقدار را داشت. تفاوت در نوع گونه، نوع پوشش گیاهی از دلایل تغییرات مقدار ریزریشه در رویشگاه‌های مورد تحقیق است. به طوری که جنگل طبیعی با افزایش رشد و گسترش ریشه‌های خود در مقایسه با باغ، زی‌توده ریزریشه بیشتری را به خود اختصاص داده‌اند، همچنین رویشگاه مرتعی و کشاورزی به دلیل عدم وجود گونه‌های درختی، زی‌توده ریزریشه به شدت کاهش یافته است. از دلایل دیگر مشاهده زی‌توده ریزریشه‌های مورد بررسی خاک جنگل طبیعی ممکن است واکنش ریشه در پاسخ به وفور عناصر غذایی در خاک باشد، چراکه ریزریشه‌های گیاهان جهت دسترسی بیشتر به عناصر غذایی مورد نیاز خود در سطح بیشتری از خاک گسترش می‌یابند (Sayer et al., 2006; Yuan & Chen, 2010). در تایید نتایج حاصل از این تحقیق، پژوهش‌های متعددی به نقش حاصلخیزی خاک در افزایش زی‌توده ریزریشه در خاک رویشگاه‌های مختلف اشار کرده‌اند (Augusto

(et al., 2015; Qiu et al., 2015). آنزیم‌ها در مقایسه با سایر ویژگی‌های خاک نسبت به تغییرات پوشش گیاهی و مدیریت اراضی سریعتر تغییر می‌کنند، از این رو به عنوان شاخصی از تغییرات زیستی خاک مورد استفاده قرار می‌گیرند (Alkorta et al., 2003; Guangming et al., 2017; Lee et al., 2020). با این حال همه آنزیم‌های خاک تحت تاثیر تغییر پوشش گیاهی به یک اندازه و در یک جهت تغییر نمی‌کنند و ممکن است برخی از آن‌ها در مقایسه با دیگر آنزیم‌ها تغییرات بیشتری یا کمتری را نشان دهند (Wang et al., 2012). در همین راستا نتایج مطالعه حاضر نشان داد که فعالیت‌های آنزیمی خاک به طور معنی‌داری تحت تاثیر نوع پوشش گیاهی اراضی تغییر می‌کنند. جنگل طبیعی به دلیل 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 و نیتروژن آلی محلول، فعالیت آنزیم‌های خاک را افزایش داده است، در حالی که ورود مواد آلی با کیفیت پایین با کاهش عناصر حاصلخیزی خاک باعث افت فعالیت‌های آنزیمی رویشگاه مرتعی و کشاورزی شده است. همراستا با نتایج به دست آمده در تحقیق حاضر، گزارش‌های مشابهی مبنی بر همبستگی قوی تغییرات فعالیت‌های آنزیمی با تغییرات خصوصیات فیزیکی و شیمیایی (Zhang et al., 2021) و حاصل‌خیزی خاک (Wenxiang et al., 2002) در رویشگاه‌های مختلف ارائه شده است.

جدول ۲- تجزیه واریانس (میانگین \pm اشتباه معیار) ویژگی‌های خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه.

Table 2- ANOVA (Mean \pm standard error) for soil characteristics in the studied habitats.

ویژگی‌های خاک Soil properties	رویشگاه Habitats					تجزیه واریانس ANOVA	
	جنگل طبیعی	جنگل کاری	باغ	مرتع	کشاورزی	F مقدار	معنی‌داری
	Natural forest	Plantation	Garden	Rangeland	Agriculture	F value	Sig.
جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب) Bulk density (g cm⁻³)	1.06 \pm 0.02 a	1.14 \pm 0.03 a	1.30 \pm 0.08 b	1.32 \pm 0.05 b	1.45 \pm 0.05 b	9.573	0.000
جرم مخصوص حقیقی (گرم بر سانتی‌متر مکعب) Particle density (g cm⁻³)	2.65 \pm 0.07 a	2.60 \pm 0.07 a	2.61 \pm 0.03 a	2.70 \pm 0.05 a	2.67 \pm 0.07 a	0.376	0.824
تخلخل (درصد) Porosity (%)	0.60 \pm 0.01 a	0.56 \pm 0.02 b	0.50 \pm 0.03 bc	0.51 \pm 0.02 bc	0.45 \pm 0.02 c	5.997	0.000
پایداری (درصد) Stability (%)	72.42 \pm 0.96 a	65.62 \pm 4.17 b	60.87 \pm 4.28 b	55.02 \pm 4.17 bc	45.10 \pm 3.33 c	8.311	0.000
شن (درصد) Sand (%)	17.58 \pm 1.18 d	21.75 \pm 1.79 d	24.00 \pm 1.30 c	28.58 \pm 2.00 b	38.58 \pm 2.48 a	19.580	0.000
سیلت (درصد) Silt (%)	42.17 \pm 1.80 a	41.83 \pm 2.47 a	43.25 \pm 1.33 a	44.67 \pm 2.10 a	45.50 \pm 2.56 a	0.566	0.689
رس (درصد) Clay (%)	40.25 \pm 2.08 a	36.42 \pm 1.89 b	32.75 \pm 1.12 b	26.75 \pm 1.29 c	15.92 \pm 0/60 d	40.488	0.000
خاکدانه درشت (درصد) Macro-aggregate (g kg⁻¹)	34.75 \pm 4.39 a	31.00 \pm 5.06 a	28.42 \pm 2.28 a	25.50 \pm 3.73 ab	17.17 \pm 1.21 b	3.368	0.016
خاکدانه ریز (درصد) Micro-aggregate (g kg⁻¹)	57.75 \pm 4.63 a	43.67 \pm 3.86 b	41.17 \pm 5.00 b	36.25 \pm 3.58 b	22.33 \pm 4.10 c	9.023	0.000
نسبت خاکدانه درشت به ریز Macro/Micro-aggregate ratio (g kg⁻¹)	0.65 \pm 0.09 a	1.03 \pm 0.42 a	0/94 \pm 0.22 a	0.85 \pm 0.21 a	1.03 \pm 0.15 a	0.427	0.788
واکنش pH	6.97 \pm 0.13 a	6.82 \pm 0.16 ab	6.32 \pm 0.14 b	6.33 \pm 0.18 b	6.31 \pm 0.23 b	3.418	0.014
هدایت الکتریکی (دسی ژیمنس بر متر) EC (dS/m)	0.30 \pm 0.01 a	0.26 \pm 0.04 a	0.25 \pm 0.01 a	0.24 \pm 0.02 a	0.22 \pm 0.02 a	1.771	0.148
کربن (درصد) C (%)	4.44 \pm 0.26 a	4.43 \pm 0.40 a	4.57 \pm 0.42 a	4.96 \pm 0.53 a	3.72 \pm 0.38 a	1.208	0.318
ذخیره کربن (مگاگرم بر هکتار)	46.98 \pm 2.56 a	50.27 \pm 4.24 a	59.63 \pm 6.78 a	64.01 \pm 6.08 a	54.62 \pm 6.26 a	1.615	0.183

C stock (Mg ha⁻¹) کربن در خاکدانه درشت (درصد)	4.54±0.31 b	4.87±0.15 ab	5.05±0.20 ab	5.41±0.15 a	3.66±0.33 c	7.749	0.000
C in Macro-aggregate (g kg⁻¹) کربن در خاکدانه ریز (درصد)	4.36±0.21 a	4.39±0.21 a	4.12±0.24 a	4.16±0.35 a	3.01±0.28 b	4.694	0.002
C in Micro-aggregate (g kg⁻¹) نسبت کربن خاکدانه درشت به ریز	1.08±0.10 a	1.14±0.08 a	1.28±0.10 a	1.43±0.15 a	1.32±0.16 a	1.322	0.273
Macro/Micro-aggregate C ratio (g kg⁻¹) کربن آلی محلول (میلی گرم بر کیلوگرم)	38.37±5.52 a	35.94±5.00 a	31.26±2.87 ab	24.23±2.43 bc	15.98±1.01 c	5.890	0.001
Dissolved organic C (mg kg⁻¹) کربن آلی ذره‌ای (گرم بر کیلوگرم)	3.94±0.49 a	3.10±0.38 ab	2.62±0.34 b	2.48±0.43 b	0.94±0.07 c	8.772	0.000
Particulate organic C (mg kg⁻¹) شاخص مدیریت کربن	732.90±77.49 a	790.71±101.86 a	956.85±181.86a	116.60±238.28 a	803.28±162.74a	1.164	0.337
Carbon management index نسبت ماده آلی عمق اول به دوم	5.82±0.32 a	5.96±0.50 b	4.68±0.30 b	5.05±0.18 b	1.97±0.10 b	8.439	0.000
OM1/OM2 ratio نیتروژن (درصد)	0.46±0.03 a	0.38±0.02 b	0.35±0.03 bc	0.29±0.03 c	0.20±0.02 d	15.591	0.000
Total N (%) ذخیره نیتروژن (مگاگرم بر هکتار)	4.85±0.27 a	4.36±0.26 ab	4.51±0.45 ab	3.78±0.31 bc	2.96±0.37 c	4.774	0.002
N stock (Mg ha⁻¹) نیتروژن در خاکدانه درشت (درصد)	0.54±0.08 a	0.50±0.04 ab	0.40±0.06 ab	0.36±0.06 b	0.19±0.02 c	6.190	0.000
N in Macro-aggregate (g kg⁻¹) نیتروژن در خاکدانه ریز (درصد)	0.24±0.04 a	0.23±0.03 a	0.22±0.04 a	0.18±0.03 a	0.12±0.02 a	2.529	0.051
N in Micro-aggregate (g kg⁻¹) نسبت نیتروژن خاکدانه درشت به ریز	3.43±0.90 a	4.95±2.57 a	5.55±3.11 a	2.80±0.77 a	3.53±1.38 a	0.338	0.851
Macro/Micro-aggregate N ratio (g kg⁻¹) نیتروژن آلی محلول (میلی گرم بر کیلوگرم)	26.62±3.48 a	18.20±2.88 a	13.16±1.08 bc	11.64±0.55 c	7.07±0.79 c	12.322	0.000
Dissolved organic N (mg kg⁻¹) نیتروژن آلی ذره‌ای (گرم بر کیلوگرم)	0.45±0.02 a	0.33±0.02 b	0.24±0.03 c	0.22±0.02	0.13±0.02 d	27.018	0.000
Particulate organic N (mg kg⁻¹) نسبت کربن به نیتروژن	9.75±0.37 d	11.48±0.52 cd	13.41±0.90 c	16.82±0.74 b	18.98±0.97 a	26.537	0.000
C/N ratio نسبت کربن به نیتروژن آلی محلول	1.85±0.41 a	2.28±0.41 a	2.58±0.35 a	2.19±0.26 a	2.64±0.37 a	0.767	0.551
Dissolved organic C/N ratio نسبت کربن به نیتروژن آلی ذره‌ای	8.98±1.22 a	9.72±1.38 a	13.29±2.85	12.59±2.82 a	14.97±6.45 a	0.514	0.726
Particulate organic C/N ratio فسفر (میلی گرم بر کیلوگرم)	39.95±1.98 a	30.59±0.95 b	25.18±1.28 c	19.37±1.64 d	13.74±1.72e	42.298	0.000
Available P (mg kg⁻¹) پتاسیم (میلی گرم بر کیلوگرم)	404.67±23.50 a	302.33±15.97 b	272.00±17.57 b	204.25±17.30 c	137.50±6.24d	35.151	0.000
Available K (mg kg⁻¹) کلسیم (میلی گرم بر کیلوگرم)	291.25±13.52 a	202.42±3.65 b	194.67±6.40 bc	171.58±7.67 c	113.92±8.20 d	56.604	0.000
Available Ca (mg kg⁻¹) منیزیم (میلی گرم بر کیلوگرم)	72.58±4.06 a	50.83±3.57 b	40.08±2.13 c	32.17±2.45 c	20.92±2.78 d	40.843	0.000
Available Mg (mg kg⁻¹) زیتوده درشت‌ریشه (کیلوگرم بر هکتار)	1518.83±67.28 a	723.58±93.80 b	801.58±53.10 b	124.25±8.34 c	50.42±1.00 c	113.625	0.000
Coarse root biomass (kg he.) زیتوده ریزریشه (گرم بر متر مربع)	64.15±6.73 a	46.39±6.92 bc	48.54±6.19 b	31.87±1.95 cd	28.60±3.73 d	6.844	0.000
Fine root biomass (g m²) آنزیم اوره‌آز	26.62±1.57 a	20.30±1.21 b	16.78±1.35 c	11.66±0.75 d	7.92±0.62 e	40.160	0.000
Urease (μg NH⁴⁺-N g⁻¹ 2 h⁻¹) آنزیم اسید فسفاتاز	406.08±25.47 a	277.75±27.03 b	210.92±22.44 c	181.67±14.88 c	93.58±8.64 d	31.275	0.000
Acid phosphatase (μg PNP g⁻¹ h⁻¹) آنزیم آریل سولفاتاز	107.25±12.03 a	98.08±8.94 a	88.50±5.84 ab	69.83±5.89 b	47.17±5.09 c	9.001	0.000
Arylsulphatase (μg PNP g⁻¹ h⁻¹) آنزیم اینورتاز	144.92±15.63 a	121.92±10.84 ab	103.17±9.52 b	94.50±7.83 b	42.92±3.65 c	13.718	0.000
Invertase (μg Glucose g⁻¹ 3 h⁻¹)							

مشخصه‌های زیستی خاک

نتایج حاکی از وجود تفاوت‌های آماری معنی‌دار در مشخصه‌های زیستی خاک در پوشش‌های اراضی مورد بررسی می‌باشد. طبق نتایج بدست آمده تقریباً اکثر مشخصه‌ها در رویشگاه جنگل طبیعی دارای بیشترین مقدار در حالی که در

عرصه کشاورزی دارای کمترین مقادیر این مشخصه‌ها می‌باشد. فراوانی و زیتوده اپی‌ژئیک و اندوژئیک در بین کاربری‌های مختلف در فصل تابستان دارای اختلاف معنی‌داری نیستند. مطابق یافته‌ها بیشترین مقادیر رطوبت، تنفس پایه، تنفس برانگیخته، زیتوده میکروبی کربن به جنگل کاری تعلق داشت و کمترین مقادیر این مشخصه‌ها به عرصه کشاورزی اختصاص داشت. درحالی‌که حداکثر مقدار نسبت زیتوده میکروبی کربن به نیتروژن در عرصه کشاورزی و حداقل آن در جنگل طبیعی مشاهده شد (جدول ۳).

انواع پوشش‌های گیاهی نقش مهمی در عملکرد اکوسیستم‌های مختلف دارند (Klimek & Niklińska, 2020). نتیجه این بررسی نشان می‌دهد که تغییر پوشش گیاهی از جنگل‌های طبیعی به مراتع و کشاورزی منجر به کاهش قابل توجهی در تراکم جانوران مورد بررسی در خاک (به عنوان مثال اپی‌ژئیک، آنسئیک و اندوژئیک کرم‌خاکی، کنه، پادمان، نماتد، پروتوزوئر، باکتری‌ها و قارچ‌ها) شده است. تراکم میکروارگانیسم‌های خاک در زیستگاه‌های جنگل طبیعی به طور قابل توجهی بالاتر از زیستگاه‌های مرتع و کشاورزی است (Di Carlo et al., 2019; Mulia et al., 2021)، که با نتایج بدست آمده در پژوهش حاضر همخوانی دارد. عوامل مختلفی ممکن است در تغییر تراکم میکروارگانیسم‌های خاک در انواع مختلف پوشش گیاهی منطقه مورد تحقیق نقش داشته باشد. تراکم بالای درختان در زیستگاه جنگل و همچنین وجود گونه‌های درختی، می‌تواند نقشی اساسی در تراکم موجودات زنده خاک داشته باشد. وجود درختان در زیستگاه‌های مختلف می‌تواند با ایجاد سایه، به ویژه در فصل تابستان، یک میکرو اقلیم مناسب برای فعالیت گونه‌های مختلف موجودات خاکزی فراهم کند (Sarlo, 2006; Sabrina et al., 2009). در این راستا، تخریب جنگل و تبدیل آن به رویشگاه‌های دیگر شرایط بسیار نامساعدی را برای تراکم ارگانیسم خاک ایجاد کرده است. در پژوهش حاضر، کیفیت پایین بستر (C/N بالا) در زیستگاه‌های مرتعی منجر به کاهش تراکم ارگانیسم‌های خاک شده است (Birkhofer et al., 2011; Lazarova et al., 2021). در حالی که کیفیت مناسب بستر (C/N کم) تأثیر مثبتی بر روی تراکم موجودات در خاک داشتند و تجزیه بقایای گیاهان را تسریع دادند (McLaren & Turkington, 2010). به همین دلیل، ضخامت کمتری از لایه بستر در رویشگاه جنگل مشاهده شده است. رابطه بسیار نزدیکی بین مقدار بستر انباشته شده در کف و تراکم موجودات خاکزی وجود دارد (Vohland & Schroth, 1999). نوع بقایای گیاهان جمع شده در کف می‌تواند باعث ایجاد میکرو اقلیم‌های مختلف در خاک شود (Wadud Khan et al., 2019; Heydari et al., 2020)، که می‌تواند بر توزیع ارگانیسم‌های خاک تحت شرایط مختلف تأثیر بگذارد. پوشش گیاهی، در اکوسیستم علاوه بر تأثیر بر نوع باقیمانده‌های گیاه و خصوصیات خاک می‌تواند مستقیماً بر تراکم ارگانیسم‌های خاک نیز تأثیر بگذارند (Brinkmann et al., 2019). نقش مثبت خواص فیزیکی خاک (جرم مخصوص ظاهری کمتر، تخلخل بالاتر و همچنین پایداری بیشتر سنگریزه‌ها) بر تراکم زیستی اشاره کرد (Asadu et al., 2015). نتایج تحقیق حاضر نشان‌دهنده نقش مثبت مقادیر بالای واکنش خاک بر تراکم کرم‌های خاکی خاک (Korboulewsky et al., 2016)، کنه و پادمان (Erdmann et al., 2012)، نماتد (Matute, 2013) و پروتوزوئر (Rqnn et al., 2001) در رویشگاه جنگلی در مقایسه با پوشش مراتع و کشاورزی است. خاک‌های جنگلی در مقایسه با سایر انواع پوشش‌های گیاهی حاصلخیزی بالاتری دارند، که منجر به تجمع بیشتر ارگانیسم‌ها در خاک تحت این نوع پوشش زمینی می‌شود (Liu et al., 2019; Gharibreza et al., 2020; Arias-Ortiz et al., 2020). زیستی، خصوصیات فیزیکی مورد مطالعه (به جز محتوی رطوبت خاک و درجه حرارت) کمتر تحت تأثیر تغییرات فصول قرار گرفتند. با این وجود، به دلیل رابطه نزدیک بین ارگانیسم‌های خاک و رطوبت و دمای خاک، بخشی از تغییرات در فعالیت این موجودات می‌تواند مستقیماً مربوط به تغییرات رطوبت و دمای خاک باشد (Day & Chaudhur, 2014; Heydari, 2020). در همین راستا، Suthar (2012) اشاره کرده است که حداکثر تراکم کرم‌های خاکی خاک در

کاربری جنگل در فصل پاییز مشاهده شد، در حالی که در تابستان به دلیل درجه حرارت بالا و رطوبت کمتر خاک، تراکم آنها در خاک کاهش می‌یابد. با این حال، واکنش گروه‌های مختلف کرم‌های خاکی از این نظر بسیار متفاوت است (Uvarov, 2009)، که تایید یافته‌های این بررسی است. علاوه بر این، اثرات منفی کاربری‌های مختلف اراضی در فصل تابستان و شرایط مناسب کاربری‌ها در فصل پاییز بر تراکم خاک کنه و پادمان (Rodríguez-Loinaz et al., 2008) و همچنین پروتوزوئر و نماتد (Sabais et al., 2011; Song et al., 2016) است. تراکم باکتری‌ها و قارچ‌های خاک در رویشگاه جنگل در تابستان به طور قابل توجهی افزایش می‌یابد (Voříšková et al., 2014)، در حالی که تراکم آنها در رویشگاه جنگل در فصل پاییز کاهش می‌یابد. به طور کلی، می‌توان خاطر نشان کرد که وجود پوشش گیاهی مختلف در یک رویشگاه، به طور مستقیم و غیرمستقیم، عملکردهای مختلف زیست محیطی را در خاک ایجاد می‌کند (Osburn et al., 2019). به دنبال تغییر در مقدار و کیفیت مواد آلی ورودی، رطوبت و دمای خاک و همچنین تنوع خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و زیستی موجودات خاکزی تغییر کرده است که بر چرخه بیوژئوشیمیایی عناصر غذایی تحت انواع مختلف پوشش گیاهی تأثیر می‌گذارد. در هر صورت، به نظر می‌رسد که انواع مختلف پوشش گیاهی ترکیبی از ویژگی‌های خاک را در یک رویشگاه ایجاد می‌کند (Fabíola Barros et al., 2018; Schellenberg & Bergmeie, 2020; Mulia et al., 2021) بنابراین تراکم گونه‌های چوبی را می‌توان به عنوان کانون اصلی تراکم میکروارگانسیم‌های خاک و چرخه‌های غذایی معرفی کرد.

تنفس خاک نشان‌دهنده فعالیت‌های زیستی و تجزیه بقایای گیاه و محتوی بستر نیتروژن در افزایش تنفس خاک نقش مهمی دارد (Ferreira et al., 2016). در واقع، میزان تجزیه و سطح تنفس خاک تحت تأثیر کیفیت بستر ورودی به خاک تحت تأثیر پوشش گیاهی مختلف قرار دارد. همچنین، محتوی رطوبت خاک نقش اساسی و تعیین کننده‌ای در فعالیت زیستی و تنفس میکروبی خاک دارد (Kooch & Bayranvand, 2017). در این راستا، پوشش جنگل‌کاری دارای مقدار بیشتر تنفس پایه و برانگیخته در مقایسه با پوشش مرتع و کشاورزی است. تخریب اراضی جنگلی و تغییر پوشش اراضی یکی از عواملی است که با تأثیر بر نسبت اجزای تشکیل‌دهنده بافت خاک می‌تواند نقش بسزایی در تغییرپذیری تنفس میکروبی ایفا نماید (Tang et al., 2018). تنفس خاک ارتباط مستقیمی با حاصلخیزی خاک دارد و در مکان‌هایی با خاک غنی از کاتیون‌های پایه، میزان فعالیت میکروبی و در نتیجه تنفس خاک افزایش می‌یابد (Kooch et al., 2016). وجود پوشش درختان در رویشگاه جنگلی شرایط مناسبی را برای فعالیت‌های میکروبی خاک فراهم کرده و همین امر منجر به افزایش تنفس میکروبی خاک شده است. زیتوده میکروبی خاک شاخص اندازه جمعیت میکروبی خاک است و به نوع مدیریت اکوسیستم بسیار حساس است. تخریب زیستگاه جمعیت میکروبی خاک را بسیار کاهش می‌دهد (Saviozzi et al., 2001). بخشی از این کاهش جمعیت به دلیل کمیت و کیفیت بقایای گیاهی است که به خاک وارد می‌شود. تنوع بقایای گیاهی در هر اکوسیستم می‌تواند زیست توده میکروبی خاک را تقویت کند. تبدیل رویشگاه جنگل به سایر کاربری‌های اراضی در پژوهش حاضر منجر به کاهش محتوی رطوبت خاک و حاصلخیزی آن شده است (Bini et al., 2013)، که می‌تواند اثرات منفی بر زیست توده میکروبی خاک داشته باشد (Guillaume et al., 2016).

جدول ۳- تجزیه واریانس (میانگین \pm اشتباه معیار) پویایی اقلیم، فون و فلور خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه.

Table 3- ANOVA (Mean \pm standard error) for dynamics of climate, soil fauna and flora in the studied habitats.

کلیما، فون و فلور خاک climate, soil fauna and flora	رویشگاه Habitats						تجزیه واریانس ANOVA	
	فصل	جنگل طبیعی	جنگل کاری	باغ	مرتع	کشاورزی	مقدار F	معنی‌داری
	Season	Natural forest	Plantation	Garden	Rangeland	Agriculture	F value	Sig.
رطوبت خاک (درصد) Moisture (%)	Summer	23.28 \pm 1.06 ab	24.65 \pm 1.06 a	21.12 \pm 0.86 bc	18.82 \pm 0.64 c	15.10 \pm 0.78 d	17.789	0.000
	Autumn	30.67 \pm 1.50 a	30.83 \pm 1.51 a	27.65 \pm 2.05 a	21.95 \pm 1.73 b	17.97 \pm 1.40 b	11.755	0.000
دمای خاک (درجه سانتی‌گراد) Temperature(°C)	Summer	21.03 \pm 1.12 c	19.89 \pm 0.60 c	24.05 \pm 0.73 b	25.39 \pm 1.01 b	29.62 \pm 0.56 a	21.200	0.000
	Autumn	15.58 \pm 0.87 a	14.58 \pm 1.05 a	15.49 \pm 1.61 a	18.73 \pm 1.47 a	18.28 \pm 1.25 a	2.087	0.095
فراوانی اپی‌ژئیک (تعداد در متر مربع) Epigeic density (n m⁻²)	Summer	0.25 \pm 0.13 a	0.33 \pm 0.22 a	0.08 \pm 0.08 a	0.00 \pm 0.00 a	0.00 \pm 0.00 a	1.538	0.204
	Autumn	1.50 \pm 0.34 a	1.25 \pm 0.30 a	0.17 \pm 0.11 b	0.17 \pm 0.11 b	0.00 \pm 0.00 b	10.610	0.000
زیتوده اپی‌ژئیک (میلی‌گرم در متر مربع) Epigeic biomass (mg m⁻²)	Summer	4.78 \pm 2.58 a	2.74 \pm 2.02 a	0.66 \pm 0.66 a	0.00 \pm 0.00 a	0.00 \pm 0.00 a	1.942	0.116
	Autumn	16.68 \pm 4.21 a	12.77 \pm 3.08 a	1.49 \pm 1.01 b	1.16 \pm 0.81 b	0.00 \pm 0.00 b	10.326	0.000
فراوانی آنسیک (تعداد در متر مربع) Anecic density (n m⁻²)	Summer	0.58 \pm 0.19 a	0.17 \pm 0.11 b	0.17 \pm 0.17 b	0.00 \pm 0.00 b	0.00 \pm 0.00 b	3.667	0.010
	Autumn	0.67 \pm 0.26 a	0.42 \pm 0.19 ab	0.00 \pm 0.00 b	0.00 \pm 0.00 b	0.00 \pm 0.00 b	4.656	0.003
زیتوده آنسیک (میلی‌گرم در متر مربع) Anecic biomass (mg m⁻²)	Summer	6.61 \pm 2.30 a	3.31 \pm 2.23 ab	1.74 \pm 1.74 b	0.00 \pm 0.00 b	0.00 \pm 0.00 b	2.870	0.031
	Autumn	6.03 \pm 2.45 a	3.56 \pm 1.64 a	0.00 \pm 0.00 a	0.00 \pm 0.00 a	0.00 \pm 0.00 a	4.406	0.004
فراوانی اندوژئیک (تعداد در متر مربع) Endogeic density (n m⁻²)	Summer	0.58 \pm 0.23 a	0.50 \pm 0.23 a	0.42 \pm 0.29 a	0.17 \pm 0.175 a	0.00 \pm 0.00 a	1.367	0.257
	Autumn	0.17 \pm 0.11 a	0.17 \pm 0.11 a	0.00 \pm 0.00 a	0.00 \pm 0.00 a	0.00 \pm 0.00 a	1.650	0.175
زیتوده اندوژئیک (میلی‌گرم در متر مربع) Endogeic biomass (mg m⁻²)	Summer	6.62 \pm 2.91 a	4.86 \pm 2.26 a	3.25 \pm 2.20 a	1.64 \pm 1.64 a	0.00 \pm 0.00 a	1.607	0.185
	Autumn	1.52 \pm 1.03 a	0.98 \pm 0.66 a	0.00 \pm 0.00 a	0.00 \pm 0.00 a	0.00 \pm 0.00 a	1.691	0.165
فراوانی کل کرم‌خاکی (تعداد در متر مربع) Earthworm density(n m⁻²)	Summer	1.42 \pm 0.40 a	1.00 \pm 0.30 ab	0.67 \pm 0.36 abc	0.17 \pm 0.17 bc	0.00 \pm 0.00 c	4.235	0.005
	Autumn	2.33 \pm 0.43 a	1.83 \pm 0.51 a	0.17 \pm 0.11 b	0.17 \pm 0.11 b	0.00 \pm 0.00 b	12.873	0.000
زیتوده کل کرم‌خاکی Earthworm biomass(mg m⁻²)	Summer	18.05 \pm 5.88 a	10.92 \pm 3.74 ab	5.65 \pm 3.04 bc	1.64 \pm 1.64 bc	0.00 \pm 0.00 c	4.480	0.003
	Autumn	24.28 \pm 5.21 a	17.35 \pm 4.58 a	1.49 \pm 1.01 b	1.16 \pm 0.81 b	0.00 \pm 0.00 b	12.614	0.000
فراوانی کنه خاک‌زی (تعداد در متر مربع) Acarina density (n m⁻²)	Summer	19369.67 \pm 456.21a	17366.75 \pm 772.85b	10304.83 \pm 364.89c	3645.00 \pm 183.49d	731.92 \pm 56.32e	343.488	0.000
	Autumn	31203.72 \pm 1665.71a	26917.9 \pm 1559.47b	20693.38 \pm 1292.88c	17740.27 \pm 1960.48c	1305.92 \pm 62.97d	61.480	0.000
فراوانی پادمان خاک‌زی (تعداد در متر مربع) Collembola density (n m⁻²)	Summer	8437.17 \pm 386.82a	7570.58 \pm 631.11a	2500.58 \pm 141.09b	595.00 \pm 58.31c	50.25 \pm 4.62c	135.091	0.000
	Autumn	86657.33 \pm 2962.99a	79526.75 \pm 2168.03b	57645.33 \pm 2587.58c	44350.67 \pm 4901.20d	144.00 \pm 5.93e	133.618	0.000
نماتد کل خاک‌زی Total nematode (in 100 gr soil)	Summer	189.42 \pm 12.15 a	138.83 \pm 8.94b	114.50 \pm 12.31bc	92.75 \pm 3.10c	26.25 \pm 2.02d	45.965	0.000
	Autumn	604.92 \pm 42.29a	391.67 \pm 21.77b	185.75 \pm 17.58c	110.17 \pm 11.26d	38.83 \pm 1.37e	98.599	0.000
فراوانی پروتوزوئر خاک‌زی Protozoa density (in 100 gr soil)	Summer	17.42 \pm 12.48 a	126.17 \pm 20.16 b	98.67 \pm 6.01 b	52.50 \pm 7.02 c	12.75 \pm 1.51 d	29.236	0.000
	Autumn	395.58 \pm 21.36 a	373.75 \pm 20.40 a	186.75 \pm 9.71 b	125.42 \pm 15.71 c	23.42 \pm 4.11 d	104.794	0.000
جمعیت قارچ (تعداد در ۱۰ ^۷ گرم خاک) Total fungi ($\times 10^7$ g soil)	Summer	2.87 \pm 0.22 a	1.88 \pm 0.11 b	1.41 \pm 0.19 c	0.79 \pm 0.07 d	0.11 \pm 0.02 e	53.353	0.000
	Autumn	2.28 \pm 0.30 a	1.61 \pm 0.25 b	1.18 \pm 0.11 bc	0.79 \pm 0.07 c	0.10 \pm 0.02 d	19.817	0.000
جمعیت باکتری (تعداد در ۱۰ ^۷ گرم خاک)	Summer	26.00 \pm 0.17 a	0.93 \pm 0.14 ab	0.88 \pm 0.10 b	0.59 \pm 0.11 bc	0.29 \pm 0.02 c	9.547	0.000

Total bacteria ($\times 10^7$ g soil)	Autumn	1.10 \pm 0.02 a	0.73 \pm 0.15 b	0.63 \pm 0.09 a	0.38 \pm 0.03 c	0.14 \pm 0.02 d	20.961	0.000
تنفس پایه	Summer	0.27 \pm 0.04 a	0.34 \pm 0.03 a	0.29 \pm 0.03 a	0.26 \pm 0.04 a	0.12 \pm 0.04 b	3.807	0.008
BR (mg CO ₂ g ⁻¹ day ⁻¹)	Autumn	0.20 \pm 0.01 a	0.25 \pm 0.01 a	0.16 \pm 0.02 a	0.16 \pm 0.02 a	0.05 \pm 0.01 a	13.824	0.000
تنفس میکروبی برانگیخته	Summer	1.05 \pm 0.06 ab	1.33 \pm 0.06 a	0.96 \pm 0.09 b	0.87 \pm 0.16 b	0.33 \pm 0.10 c	12.848	0.000
SIR (mg CO ₂ g ⁻¹ day ⁻¹)	Autumn	0.89 \pm 0.06 a	0.98 \pm 0.10 a	0.74 \pm 0.07 a	0.77 \pm 0.20 a	0.12 \pm 0.03 b	9.882	0.000
کربن زی-توده میکروبی	Summer	328.67 \pm 39.74 a	331.83 \pm 11.98 a	304.83 \pm 19.06 a	282.67 \pm 52.92 a	139.75 \pm 14.74 b	4.704	0.002
MBC (mg kg ⁻¹)	Autumn	200.92 \pm 11.77 a	215.08 \pm 11.98 a	184.50 \pm 13.92 a	144.92 \pm 8.77 b	75.08 \pm 5.35 c	27.223	0.000
نیتروژن زیتوده میکروبی	Summer	40.75 \pm 5.09 a	31.17 \pm 3.58 ab	27.17 \pm 2.17 b	25.08 \pm 4.55 b	11.78 \pm 1.19 c	8.424	0.000
MBN (mg kg ⁻¹)	Autumn	24.50 \pm 0.79 a	20.67 \pm 1.23 b	17.58 \pm 1.00 c	13.31 \pm 0.96 d	6.77 \pm 0.50 e	54.388	0.000
نسبت کربن به نیتروژن زیتوده میکروبی	Summer	8.10 \pm 0.36 c	10.38 \pm 0.27 b	11.11 \pm 0.28 ab	11.09 \pm 0.29 ab	11.65 \pm 0.46 a	16.869	0.000
MBC/MBN ratio	Autumn	8.09 \pm 0.45 a	10.28 \pm 0.42 a	10.27 \pm 0.65	10.64 \pm 0.48 a	11.14 \pm 0.35 a	5.940	0.000

مشخصه‌های تغییر شکل نیتروژن

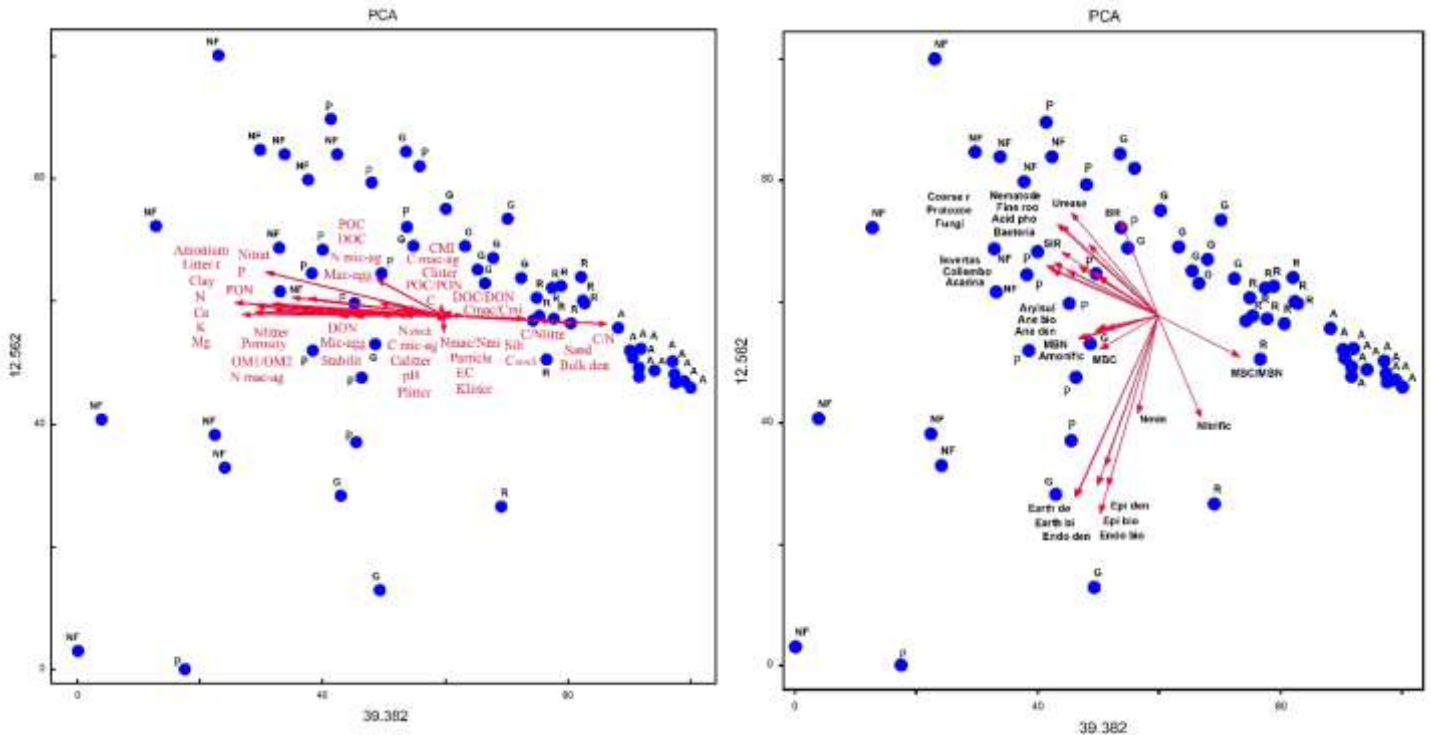
نتایج حاکی از وجود تفاوت‌های آماری معنی‌دار در مشخصه‌های خاک در پوشش‌های اراضی مورد بررسی می‌باشد. طبق نتایج بدست آمده تقریباً اکثر مشخصه‌ها در رویشگاه جنگل طبیعی دارای بیشترین مقدار در حالی که در عرصه کشاورزی دارای کمترین مقادیر این مشخصه‌ها می‌باشد. بر طبق نتایج نیتریفیکاسیون و معدنی شدن نیتروژن در کاربری‌های مختلف در دو فصل تابستان و پاییز روند نزولی داشتند. نوع پوشش گیاهی همچنین می‌تواند اثرات معنی‌داری بر تغییرپذیری مقادیر آمونیوم و نترات خاک داشته باشد. در همین خصوص مرور منابع (Wang & Wang, 2006; Li et al., 2014) بیانگر اثرات مثبت پوشش‌های درختی بر انباشت محتویات آمونیوم و نترات خاک می‌باشد. با توجه به اینکه، این مشخصه‌های خاک در ارتباط مستقیم با مقادیر نیتروژن کل و واکنش خاک می‌باشند (Li et al., 2014). لذا افزایش آمونیوم و نترات تحت پوشش‌های جنگلی می‌تواند به واسطه تجمع بیشتر نیتروژن و مقادیر بالاتر واکنش در خاک این نوع از پوشش اراضی باشد. تغییر کمیت و کیفیت لاشه‌ریزه پوشش‌های گیاهی به وسیله تغییرات ترکیب گونه‌های گیاهی، بر میزان معدنی شدن نیتروژن خاک اثر می‌گذارد (Ollinger et al., 2002). وجود گونه‌های درختی در رویشگاه‌ها می‌تواند اثرات مثبتی بر میزان معدنی شدن نیتروژن خاک در تابستان داشته باشد (Prescott, 2010). معدنی شدن نیتروژن با محتوی رس و میزان واکنش خاک همبستگی مثبت دارد (Qi et al., 2011)، در همین ارتباط، مقادیر بالاتر محتوی رس، واکنش و نیتروژن خاک در اراضی جنگلی شرایط مساعدتری را برای فعالیت‌های میکروبی مؤثر در فرآیند معدنی شدن نیتروژن خاک فراهم آورده است. مقادیر منفی نیتریفیکاسیون و معدنی شدن نیتروژن، نشان دهنده مصرف شدن نیتروژن آلی توسط ریزجانداران در طول دوره انکوباسیون است که می‌تواند به دلیل استفاده از این منبع برای تامین انرژی و نیتروژن مورد نیاز جمعیت میکروبی برای انجام فرآیند تجزیه بقایای گیاهی و معدنی شدن عناصر غذایی از جمله نیتروژن باشد (Luo et al., 2020).

جدول ۴- تجزیه واریانس (میانگین \pm اشتباه معیار) مشخصه‌های تغییر شکل نیتروژن در رویشگاه‌های مورد مطالعه.

Table 3- ANOVA (Mean \pm standard error) Nitrogen transformation characteristics in the studied habitats.

تغییر شکل نیتروژن Nitrogen transformation	رویشگاه Habitats						تجزیه واریانس ANOVA	
	فصل	جنگل طبیعی	جنگل کاری	باغ	مرتع	کشاورزی	مقدار F	معنی‌داری
	Season	Natural forest	Plantation	Garden	Rangeland	Agriculture	F value	Sig.
نترات (میلی‌گرم بر کیلوگرم) NO_3 (mg kg ⁻¹)	Summer	26.57 \pm 2.08 a	19.12 \pm 1.26 b	17.46 \pm 0.98 b	11.85 \pm 0.38 c	6.52 \pm 0.64 d	38.630	0.000
آمونیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم) NH_4 (mg kg ⁻¹)	Summer	11.02 \pm 0.58 a	10.54 \pm 0.43 a	8.33 \pm 0.38 b	6.68 \pm 0.65 c	4.01 \pm 0.49 d	31.493	0.000
نیتریفیکاسیون Nitrification (mg NO ₃ ⁻ kg ⁻¹)	Summer	- 0.32 \pm 0.03 c	- 0.19 \pm 0.05 abc	- 0.27 \pm 0.04 bc	- 0.16 \pm 0.02 ab	- 0.10 \pm 0.03 a	3.540	0.012
آمونیفیکاسیون Ammonification (mg NH ₄ ⁺ kg ⁻¹)	Summer	0.36 \pm 0.03 a	0.22 \pm 0.04 b	0.23 \pm 0.05 b	0.13 \pm 0.03 bc	0.08 \pm 0.03 c	8.704	0.000
معدنی شدن نیتروژن (میلی‌گرم بر کیلوگرم) N mineralization (mg N kg soil ⁻¹)	Summer	0.05 \pm 0.09 a	0.03 \pm 0.07 a	- 0.04 \pm 0.06 a	- 0.03 \pm 0.04 a	- 0.02 \pm 0.03 a	0.360	0.836
نترات (میلی‌گرم بر کیلوگرم) NO_3 (mg kg ⁻¹)	Autumn	16.92 \pm 1.29 a	13.53 \pm 1.18 b	8.86 \pm 0.33 c	4.78 \pm 0.43 d	2.28 \pm 0.20 e	53.982	0.000
آمونیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم) NH_4 (mg kg ⁻¹)	Autumn	6.20 \pm 0.80 a	3.29 \pm 0.20 b	2.22 \pm 0.24 bc	1.89 \pm 0.12 d	0.91 \pm 0.05 d	27.175	0.000

نیتریفیکاسیون Nitrification (mg NO ₃ ⁻ kg ⁻¹)	Autumn	-0.24± 0.04 b	- 0.22± 0.04 b	-0.20± 0.01 b	-0.10± 0.02 a	-0.05± 0.01 a	9.146	0.000
آمونیفیکاسیون Ammonification (mg NH ₄ ⁺ kg ⁻¹)	Autumn	0.22±0.05a	0.16± 0.01 ab	0.13± 0.01 b	0.05 ± 0.01 c	0.00± 0.00 c	14.403	0.000
معدنی شدن نیتروژن (میلی گرم بر کیلوگرم) N mineralization (mg N kg soil ⁻¹)	Autumn	-0.02±0.06 a	-0.06±0.04 a	- 0.07±0.02 a	- 0.05± 0.02 a	-0.05±0.01 a	0.891	0.278



(a)

(b)

شکل ۲- ارتباط کاربری‌های مختلف اراضی: جنگل طبیعی (AF)، جنگل کاری (NF)، باغ (G)، مرتع (R) و کشاورزی (A). (a) با ویژگی‌های لایه آلی، فیزیکی و شیمیایی خاک (b) و ویژگی‌های زیستی خاک در آنالیز مؤلفه‌های اصلی.

Fig. 2 The relationship between different land use: Natural forest (NF), Plantation (P), Garden (G), Rangeland (R) and Agriculture (A). (a) with the characteristics of the organic, physical and chemical soil (b) and the biological characteristics of the soil in principal component analysis.

نتیجه گیری

با توجه به اهمیت غیر قابل انکار پوشش‌های گیاهی چوبی، علاوه بر حفظ این اکوسیستم‌ها با استفاده از روش‌های نو و علمی، بهره‌برداری و جلوگیری از افزایش تخریب الزامی می‌باشد. شناخت ویژگی‌های خاک به‌همراه اجزای زنده موجود در آن و درک چگونگی اثرپذیری متقابل آن‌ها به‌عنوان یکی از پایه‌های مدیریت اصولی اکوسیستم-های طبیعی مطرح می‌باشد. اثر تخریب رویشگاه و تغییر کاربری اراضی را می‌توان به وضوح در نتایج این تحقیق مشاهده کرد. نتایج حاکی از آنست که تغییر کاربری از رویشگاه جنگلی به مرتع و کشاورزی اثر قابل توجهی بر کیفیت بقایای گیاهی، خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و مشخصه‌های زیستی خاک دارند. نتایج حاصل از پژوهش تاثیر کاربری‌های مختلف اراضی در فصول تابستان و پاییز بر میزان فعالیت‌های زیستی خاک نشان داد که بیش‌ترین فعالیت گروه‌های زیستی کرم‌های خاکی (اپی ژئیک، آنسئیک و اندوژئیک)، کنه، پادمان، نماتد و پروتوزوئر تحت پوشش جنگل در فصل پاییز بیشتر از تابستان بوده است. این در حالی است که بیش‌ترین میزان باکتری و قارچ در کاربری جنگل در فصل تابستان مشاهده شد. طبق نتایج این پژوهش استفاده از پوشش چوبی در منطقه می‌تواند در سالیان آتی در بلند مدت کیفیت بهتری در خاک ایجاد کند. همچنین در خصوص اثر کاربری‌های مختلف اراضی بر ویژگی‌های لایه آلی و معدنی خاک اطلاعات ارزشمندی در اختیار مدیران منابع طبیعی قرار داده و کمک شایانی نماید.

منابع مورد استفاده

- 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(2):157-169.
- Adl, S. M., Acosta-Mercado, D., Anderson, T. R. & Lynn, D. H. (2006). Protozoa, supplementary material. *Soil Sampling and Methods of Analysis*, 2 (1): 455-470.
- 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.
- Alef, K., & Nannipieri, P. (1995). Methods in applied soil microbiology and biochemistry (Issue 631.46 M592ma). *Academic Press*.
- Alkorta, I., Aizpurua, A., Riga, P., Albizu, I., Amézaga, I., & Garbisu, C. (2003). Soil enzyme activities as biological indicators of soil health. *Reviews on Environmental Health*, 18(1), 65-73.
- Allison, L.E. (1975). Organic carbon. In: Black CA. Methods of soil analysis. American Society of Agronomy, Part, 2.
- Aminian, M.M., Sinigani, A.A.S. & Sheklabadi, M. (2015). Aggregation stability and organic carbon fraction in a soil amended with some plant residues, nanozeolite, and natural zeolite. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 4(1), pp.11-22.
- Anderson, T.H. & Domsch, K.H. (1990). Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry*, 22(2), pp.251-255.
- Arias Ortiz, A., Masqué Barri, P., Glass, L., Benson, L., Kennedy, H., Duarte, C. M., ... & Lovelock, C. E. (2020). Losses of soil organic carbon with deforestation in mangroves of Madagascar. 1-19.

- Asadu, C. L. A., Nwafor, I. A. & Chibuike, G. U. (2015). Contributions of microorganisms to soil fertility in adjacent forest, fallow and cultivated land use types in Nsukka, Nigeria. *International Journal of Agriculture and Forestry*, 5(3): 199-204.
- 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.
- 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.
- Bayranvand, M., Kooch, Y. & Rey, A. (2017). Earthworm population and microbial activity temporal dynamics in a Caspian Hyrcanian mixed forest. *European Journal of Forest Research*, 136 (3): 447-456.
- Berg, B. & McLaugherty, C. (2008). Plant Litter Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration. Second edition, Berlin: *Springer Publication*.
- Berkelmann, D., Schneider, D., Meryandini, A. & Daniel, R. (2020). Unravelling the effects of tropical land use conversion on the soil microbiome. *Environmental Microbiome*, 15 (3): 178-185.
- Bini, D., Dos Santos, C.A., Bouillet, J.P., de Moraes Goncalves, J.L. & Cardoso, E.J.B.N. (2013). Eucalyptus grandis and Acacia mangium in monoculture and intercropped plantations: evolution of soil and litter microbial and chemical attributes during early stages of plant development. *Applied Soil Ecology*, 63(4): 57-66.
- Birkhofer, K., Diekötter, T., Boch, S., Fischer, M., Müller, J., Socher, S. & Wolters, V. (2011). Soil fauna feeding activity in temperate grassland soils increases with legume and grass species richness. *Soil Biology and Biochemistry*, 43 (10): 2200-2207.
- Blake, G. R. & Hartge, K. H. (1986). Particle density. In: Klute, A. (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*, 2nd ed. SSSA Book Ser. 5. ASA and SSSA, Madison, WI, pp. 377–382.
- Bower, C. A., Reitemeier, R. F. & Fireman, M. (1952). Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Soil Science*, 73: 251-261.
- Bremner, J. M. & Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen-total total. In ‘*Methods of Soil Analyses. Part 2: Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy, Madison*, 595-624.
- Bremner, J.M. & Mulvaney, C.S. (1982). Nitrogen-total (In: *Methods of Soil Analysis, Part 2*, Eds: RH Miller, RR Keeney).
- Brinkmann, N., Schneider, D., Sahner, J., Ballauff, J., Edy, N., Barus, H., Irawan, B., Budi, S. W., Qaim, M., Daniel, R. & Polle, A. (2019). Intensive tropical land use massively shifts soil fungal communities. *Scientific Reports*, 9 (1): 1-11.
- 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.
- Chapman, H. D., & Pratt, P. F. (1962). *Methods of analysis for soils, plants and waters. Soil Science*, 93(1), 68.
- Chase, P. & Singh, O.P. (2014). Soil nutrients and fertility in three traditional land use systems of Khonoma, Nagaland, India. *Resources and Environment*, 4(4), pp.181-189.
- 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.
- Chi, Y., Shi, H., Wang, X., Qin, X., Zheng, W. & Peng, S. (2016). Impact factors identification of spatial heterogeneity of herbaceous plant diversity on five southern

- islands of Miaodao Archipelago in North China. *Chinese journal of oceanology and limnology*, 34(5), pp.937-951.
- Day, A. & Chaudhur, P. S. (2014). Earthworm community structure of pineapple (*Ananas comosus*) plantations under monoculture and mixed culture in West Tripura, India. *Tropical Ecology*, 55 (1): 1-17.
- 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.
- Elliott, E. T., & Cambardella, C. A. (1991). Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 34(1-4), 407-419.
- Fabiola Barros, M., Pinho, B. X., Leão, T. & Tabarelli, M. (2018). Soil attributes structure plant assemblages across an Atlantic forest mosaic. *Journal of Plant Ecology*, 11(4): 613-622.
- Fenetahun, Y., Yuan, Y., Xinwen, X., Fentahun, T., Nzabarinda, V. & Yong-dong, W. (2021). Impact of grazing intensity on soil properties in Teltele rangeland, Ethiopia. *Frontiers Environmental Sciences*, 9: 664104.
- 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(2): 171-178.
- 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.
- 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.
- Gharibreza, M., Zaman, M., Porto, P., Fulajtar, E., Parsaei, L. & Eisaei, H. (2020). Assessment of deforestation impact on soil erosion in loess formation using ¹³⁷Cs method (case study: Golestan Province, Iran). *International Soil and Water Conservation Research*, 8(4): 393-405.
- Guangming, L., Xuechen, Z., Xiuping, W., Hongbo, S., Jingsong, Y., & Xiangping, W. (2017). Soil enzymes as indicators of saline soil fertility under various soil amendments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 237, 274–279.
- Guendehou, G. S., Liski, J., Tuomi, M., Moudachirou, M., Sinsin, B. & Makipaa, R. (2014). Decomposition and changes in chemical composition of leaf litter of five dominant tree species in a West African tropical forest. *Tropical Ecology*, 55: 207-220.
- Guillaume, T., Maranguit, D., Murtillaksono, K. & Kuzyakov, Y. (2016). Sensitivity and resistance of soil fertility indicators to land-use changes: new concept and examples from conversion of Indonesian rainforest to plantations. *Ecological Indicators*, 67(8): 49-57.
- Haghdooost, 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*, 50(2), pp.385-399.
- Hatton, P.J., Castanha, C., Torn, M.S. & Bird, J.A. (2015). Litter type control on soil C and N stabilization dynamics in a temperate forest. *Global change biology*, 21(3), pp.1358-1367.
- Hessen, D. O., Elser, J. J., Sterner, R. W. & Urabe, J. (2013). Ecological stoichiometry: An elementary approach using basic principles. *Limnol. Oceanogr*, 58(6): 2219-2236.
- Heydari, M., Eslaminejad, P., Valizadeh Kakhki, F., Mirab-balou, M., Omidipour, R., Prévosto, B., Kooch, Y. & Lucas-Borja, M. E. (2020). Soil quality and mesofauna diversity relationship are modulated by woody species and seasonality in semiarid oak forest. *Forest Ecology and Management*, 473(10): 1-13.

- Jagadamma, S., Mayes, M. A., Steinweg, J. M. & Schaeffer, S. M. (2014). Substrate quality alters the microbial mineralization of added substrate and soil organic carbon. *Biogeosciences*, 11: 4665–4678.
- 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.
- 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.
- 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.
- Kimmins, J.P. (1976). Evaluation of the consequences for future tree productivity of the loss of nutrients in whole-tree harvesting. *Forest Ecology and Management*, 1, pp.169-183.
- Klimek, B. & Niklińska, M. (2020). Fauna activity on soils developing on dead logs in an ancient inland temperate rainforest of North British Columbia (Canada). *Journal of Soils and Sediments*, 20 (3): 2260–2265.
- 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. 2012. Soil variability related to pit and mound, canopy cover and individual trees in a Hyrcanian Oriental Beech stand. Phd Thesis, Tarbiat Modares University, 203p.
- Kooch, Y. and Bayranvand, M. 2017. Composition of tree species can mediate spatial variability of C and N cycles in mixed beech forests. *Forest Ecology and Management*, 401(10):55-64.
- 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.
- 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.
- Kooch, Y., Ghorbanzadeh, N., Hajimirzaaghaee, S. & Francaviglia, R. (2023). Soil biological quality as affected by vegetation types in shrublands of a semi-arid montane environment. *Applied Soil Ecology*. 189.
- Kooch, Y., Rostayee, F. & Hosseini, S.M. (2016). Effects of tree species on topsoil properties and nitrogen cycling in natural forest and tree plantations of northern Iran. *Catena*, 144, pp.65-73.
- Kooch, Y., Samadzadeh, B. & Hosseini, S. M. (2017). The effects of broad-leaved tree species on litter quality and soil properties in a plain forest stand. *Catena*, 150 (3): 223-229.
- 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.
- Korboulewsky, N., Perez, G., & Chauvat, M. (2016). How tree diversity affects soil fauna diversity: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 94(3): 94-106.
- Kumari, M., Chakraborty, D., Gathala, M.K., Pathak, H., Dwivedi, B.S., Tomar, R.K. & Ladha, J.K. (2011). Soil aggregation and associated organic carbon fractions as affected by tillage in rice-wheat rotation in North India. *Soil Science Society of America Journal*, 75(2): 560-567.
- Lazarova, S., Coyne, D., Rodríguez, M.G., Peteira, B. & Ciancio, A. (2021). Functional diversity of soil nematodes in relation to the impact of agriculture - a Review. *Diversity*, 13(2): 64.
- 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.
- León J.D. & Osorio N.W. (2014). Role of litter turnover in soil quality in tropical degraded lands of Colombia. *The Scientific World Journal*, 2014(2): 1-11.
- Li, L., Vogel, J., He, Z., Zou, X., Ruan, H., Huang, W., Wang, J. & Bianchi, T.S. (2016). Association of soil aggregation with the distribution and quality of organic carbon in soil along an elevation gradient on Wuyi Mountain in China. *PloS one*, 11(3), p.e0150898.
- Li, M., Zhou, X., Zhang, Q. & Cheng, X. (2014). Consequences of afforestation for soil nitrogen dynamics in Central China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 183(4): 40-46.
- Liu, Y., Wang, S., Wang, Z., Zhang, Z., Qin, H., Wei, Z., Feng, K., Li, S., Wu, Y., Yin, H., Li, H. & Deng, Y. (2019). Soil microbiome mediated nutrients decline during forest degradation process. *Soil Ecology Letters*, 1(1-2): 59-71.
- 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.
- Mao, R., Zeng, D.H., Ai, G.Y., Yang, D., Li, L.J. & Liu, Y.X. (2010). Soil microbiological and chemical effects of a nitrogen-fixing shrub in poplar plantations in semi-arid region of Northeast China. *European Journal of Soil Biology*, 46(5), pp.325-329.
- Marcos, E., Calvo, L., Marcos, J. M., Taboada, A. & Tarrega, R. (2010). Tree effects on the chemical topsoil features of oak, beech and pine forests. *European Journal of Forest Research*, 129: 25–30.
- Matute, M. M. (2013). Soil nematodes of brassica rapa: influence of temperature and pH. *Advances in Natural Science*, 6(4): 20-26.
- Meyfroidt, P., Vu, T.P. & Hoang, V.A. (2013). Trajectories of deforestation, coffee expansion and displacement of shifting cultivation in the Central Highlands of Vietnam. *Global Environmental Change*, 23(5), pp.1187-1198.
- Miletić, Z., Knežević, M., Stajić, S., Košanin, O. & Đorđević, I. (2012). Effect of European black Alder monocultures on the characteristics of reclaimed mine soil. *International Journal of Environmental Research*, 6(3), pp.703-710.
- 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). Earthworm diversity, forest conversion and agroforestry in Quang Nam Province, Vietnam. *Land*, 10(1): 10-36.
- Neatrou, 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.
- Neher, D., Wu, J., Barbercheck, M. & Anas, O. (2005). Ecosystem type affects interpretation of soil nematode community measures. *Applied Soil Ecology*, 30 (1): 47-64.
- Nelson, D. W. a, & Sommers, L. (1983). Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*, 9, 539–579.
- 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.
- 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.
- Nsabimana, D., Klemedtson, L., Kaplin, B.A. & Wallin, G. (2008). Soil carbon and nutrient accumulation under forest plantations in southern Rwanda. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 2(6), pp.142-149.

- Ollinger, S.V., Smith, M. L., Martin, M. E., Hallett, R. A., Goodale, C. L. & Aber, J. D. (2002). Regional variation in foliar chemistry and N cycling among forests of diverse history and composition. *Ecology*, 83(2): 339-355.
- Osburn, E.D., McBride, S.G., Aylward, F.O., Badgley, B.D., Strahm, B.D., Knoepp, J.D. & Barrett, J. E. (2019). Soil bacterial and fungal communities exhibit distinct long-term responses to disturbance in temperate forests. *Frontiers Microbiology*, 10(12): 2872.
- Osman, K.T. (2013). Physical properties of forest soils. *In Forest Soils* (pp. 19-44). Springer, Cham.
- Page, A. L., Miller, R. H., & Jeeney, D. R. (1975). *Methods of soil analysis, Part 1. Physical properties*. SSSA Publication, Madison.
- 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.
- Pérez-Corona, M.E., Hernández, M.C.P. & de Castro, F.B. (2006). Decomposition of alder, ash, and poplar litter in a Mediterranean riverine area. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 37(7-8), pp.1111-1125.
- 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.
- Prescott, C. E. (2010). Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils?. *Biogeochemistry*, 101 (1-3):133-149.
- Qi, G., Wang, Q., Zhou, W., Ding, H., Wang, X., Qi, L. & Dai, L. (2011). Moisture effect on carbon and nitrogen mineralization in topsoil of Shanghai Mountain, Northeast China. *Journal of Forest Science*, 57(8): 340-348.
- 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.
- Ribeiro, C., Madeira, M. & Araújo, M.C. (2002). Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. *Forest Ecology and Management*, 171(1-2), pp.31-41.
- 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.
- Rodríguez-Loinaz, G., Onaindia, M., Amezaga, I., Mijangos, I. & Garbisu, C. (2008). Relationship between vegetation diversity and soil functional diversity in native mixed-oak forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(1), pp.49-60.
- Rothe, A., Cromack, K., Resh, S.C., Makineci, E. & Son, Y. (2002). Soil carbon and nitrogen changes under Douglas-fir with and without red alder. *Soil Science Society of America Journal*, 66(6), pp.1988-1995.
- Rqnn, R. M., Griffiths, B. S. & Young, I. M. (2001). Protozoa, nematodes and N-mineralization across a prescribed soil textural gradient. *Pedobiologia*, 45(6): 481-495.
- Sabais, A. C. W., Scheu, S. & Eisenhauer, N. (2011). Plant species richness drives the density and diversity of Collembola in temperate grassland. *Acta Oecologica*, 37(3): 195-202.
- Sabrina, T., Hanafi, M. M., Nor Azwady, A. A. & Mahmud, T. M. M. (2009). Earthworm populations and cast properties in the soils of Oil Palm plantations. *Journal of Soil Sciences*, 13: 29-42.
- Sarlo, M. (2006). Individual tree species effect on earthworm biomass in a tropical plantation panama. *Caribbean Journal of Science*, 42(3): 419-427.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Cardelli, R. & Riffaldi, R. (2001). A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant and Soil*, 233(2): 251-259.
- 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.
- 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.
- Schellenberg, J. & Bergmeier, E. (2020). Heathland plant species composition and vegetation structures reflect soil-related paths of development and site history. *Applied Vegetation Sciences*, 23(3):386-405.
- Schulp, C. J., Nabuurs, G. J., Verburg, P. H. & de Waal, R. W. (2008). Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *Forest ecology and management*, 256 (3): 482-490.
- 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.
- Silver, W.L., Neff, J., McGroddy, M., Veldkamp, E., Keller, M. & Cosme, R. (2000). Effects of soil texture on belowground carbon and nutrient storage in a lowland Amazonian forest ecosystem. *Ecosystems*, 3(2), pp.193-209.
- Singh, J.S., Singh, D.P. & Kashyap, A.K. (2009). A comparative account of the microbial biomass-N and N-mineralization of soils under natural forest, grassland and crop field from dry tropical region, India. *Plant Soil Environ*, 55(6), pp.223-230.
- Singha, D., Brearley, F.Q. & Tripathi, S.K. (2020). Fine root and soil nitrogen dynamics during stand development following shifting agriculture in Northeast India. *Forests*, 11(12), p.1236.
- Six, J., Callewaert, P., Lenders, S., De Gryze, S., Morris, S.J., Gregorich, E.G., Paul, E.A. & Paustian, K. (2002). Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Science Society of America Journal*, 66(6), pp.1981-1987.
- 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.
- 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.
- Song, M., Li, X., Jing, S., Lei, L., Wang, J. & Wan, S. (2016). Responses of soil nematodes to water and nitrogen additions in old-field grassland. *Applied Soil Ecology*, 102 (3): 53-60.
- 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.
- Suthar, S. (2012). Seasonal dynamics in earthworm density, casting activity and soil nutrient cycling under Bermuda grass (*Cynodon dactylon*) in semiarid tropics, India. *The Environmentalist*, 32(4): 503-511.
- Tang, T., Sun, X., Luo, Z., He, N. & Sun, O. J. (2018). Effects of temperature, soil substrate, and microbial community on carbon mineralization across three climatically contrasting forest sites. *Ecology and Evolution*, 8(2): 879-891.
- 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.
- Tengberg, A., Fredholm, S., Ellison, I., Knez, I., Saltzman, K. & Wetterberg, O. (2012). Cultural Ecosystem Services Provided by Landscapes: Assessment of Heritage Values and Identity. *Ecosystem Services*, 2:14-26.
- Uvarov, A. V. (2009). Inter- and intraspecific interactions in lumbricid earthworms: their role for earthworm performance and ecosystem functioning. *Pedobiologia*, 53(1): 1-27.

- Vogel, J.G. & Gower, S.T. (1998). Carbon and nitrogen dynamics of boreal jack pine stands with and without a green alder understory. *Ecosystems*, 1(4), pp.386-400.
- Vohland, K. & Schroth, G. (1999). Distribution patterns of the litter macro fauna in agroforestry and monoculture plantations in central Amazonia as affected by plant species and management. *Applied Soil Ecology*, 13(1): 57-68.
- Voříšková, J., Brabcova, V., Cajthaml, T. & Baldrian, P. (2014). Seasonal dynamics of fungal communities in a temperate oak forest soil. *New Phytologist*, 201(1): 269-278.
- Wadud Khan, M.A., Bohannan, B.J.M., Nusslein, K., Tiedje, J.M., Tringe, S.G., Parlade, E., Barberan, A. & Rodrigues, J.L.M. (2019). Deforestation impacts network co-occurrence patterns of microbial communities in Amazon soils. *Microbiology Ecology*, 95(2): 1-12.
- 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.
- 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.
- Wang, Q., Xiao, F., He, T., & Wang, S. (2010). 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.
- Wen-Jie, W.A.N.G., Ling, Q., Yuan-Gang, Z.U., Dong-Xue, S.U., Jing, A., Hong-Yan, W.A.N.G., Guan-Yu, Z.H.E.N.G., Wei, S. & Xi-Quan, C.H.E.N. (2011). Changes in soil organic carbon, nitrogen, pH and bulk density with the development of larch (*Larix gmelinii*) plantations in China. *Global Change Biology*, 17(8), pp.2657-2676.
- Wenxiang, H., Xin, J., & Yongrong, B. (2002). Study on soil enzyme activity effected by dimehyppo. *Xibei Nonglin Keji Daxue Xuebao (China)*.
- Wollum, A. G. (1982). Cultural methods for soil microorganisms. *Methods of soil analysis: part 2 chemical and microbiological properties*, 9: 781-802.
- 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.
- Yuan, Z. Y. & Chen, H. Y. (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.
- Yue, B.B., Li, X., Zhang, H.H., Jin, W.W., Xu, N., Zhu, W.X. & Sun, G.Y. (2013). Soil microbial diversity and community structure under continuous Tobacco cropping. *Soils*, 45(1), pp.116-119.
- Zancan, S., Trevisan, R. & Paoletti, M. G. (2006). Soil algae composition under different agro-ecosystems in North-Eastern Italy. *Agric Ecosyst Environ*, 112(1): 1–12.
- Zeraatpisheh, M., Bakhshandeh, E., Hosseini, M. & Alavi, S.M. (2020). Assessing the effects of deforestation and intensive agriculture on the soil quality through digital soil mapping. *Geoderma*, 363, 114139.
- 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.
- 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.

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.