Iranian Journal of Soil and Water Research
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir
ISNN: 2423-7833

Effects of Shrubland Degradation and Conversion to Grassland and Cropland on Soil Properties

Yahya Kooch[1]✉ | **Mahin Fooladi** [2]

1.Corresponding Author, Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran. E-mail: yahya.kooch@modares.ac.ir

2.Department of Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran. E-mail: m_fooladi@modares.ac.ir

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: June. 30, 2026

Revised: Aug. 14, 2026

Accepted: Aug. 23, 2026

Published online: Nov. 23, 2026

Keywords:
Land use,
Degradation of natural habitats,
Woody vegetation,
Enzyme activity,
Soil fertility.

ABSTRACT

In semi-arid regions, shrublands are one of the most important types of vegetation and play a fundamental role in the sustainability of soil nutrient cycling. Despite numerous studies on the effects of vegetation on soil, information on shrubland degradation is limited. In this study, the physical, chemical, and biological properties of the soil in the shrubland habitat and its conversion uses (30 years ago) including grassland, wheat field, and alfalfa were investigated. Soil sampling was performed at three depths of 0-10, 10-20, and 20-30 cm, and 36 samples were collected from each habitat. The results showed that the destruction of shrubland increased bulk density, sand, silt, temperature and decreased porosity, soil aggregate stability and soil moisture. Also, the values of pH, electrical conductivity, carbon, nitrogen, phosphorus, potassium, calcium and magnesium available in grassland and cropland were significantly lower than in shrubland. While the highest C/N ratio was observed in the hayfield. The results showed that in semi-arid regions, the destruction of shrub cover and its replacement with barley croplands is accompanied by an intensification of degradation processes and a significant reduction in soil yield. In this regard, the protection of these habitats should be a priority in natural resource management. At the same time, in degraded lands, the replacement of less stressful agricultural uses such as wheat fields with barley fields can partially help improve soil properties and reduce the severity of its quality.

Cite this article: Kooch, Y., Fooladi, M., (2026) Effects of Shrubland Degradation and Conversion to Grassland and Cropland on Soil Properties, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 57 (9),2081-2101. https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.417618.670170

© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press.

DOI: https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.417618.670170

EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Vegetation, as one of the fundamental components of terrestrial ecosystems, plays a crucial role in maintaining ecological processes, conserving biodiversity, and regulating soil functions. The type and composition of plant communities directly influence the physical, chemical, and biological properties of soil through their effects on nutrient cycling, litter production, soil moisture and temperature regulation, erosion reduction, and runoff control. In natural ecosystems, vegetation serves not only as the primary source of organic matter input to the soil but also enhances ecosystem stability by stimulating microbial activity and improving soil structure. Natural vegetation is commonly classified according to the dominant growth form and vegetation structure, including forests and various rangeland vegetation types such as grasslands and shrublands. Among rangeland vegetation types, shrublands represent one of the most important plant communities. The shrub canopy can improve soil quality by moderating soil temperature and moisture, increasing litter accumulation, and providing favorable conditions for soil biological activity. Changes in vegetation cover resulting from human activities, which disrupt nutrient cycling, are among the most important factors contributing to declines in soil quality and productivity. In semi-arid regions, shrublands are among the dominant and most important vegetation types and play a crucial role in maintaining the stability of soil nutrient cycles. Although numerous studies have investigated the effects of different vegetation types on soil properties, information on the impacts of shrubland conversion to other land-use types on the physical, chemical, and biological properties of soils remains limited.

Methods

To investigate the effects of land-cover types on soil properties, preliminary surveys and field visits were conducted, and sections of the aforementioned lands were selected that were contiguous with each other and showed minimal differences in elevation above sea level, minimal variation in slope percentage, and slope aspect. Accordingly, in each study habitat, three 1-hectare plots were selected with a minimum distance of 500 m from each other. In each 1-hectare plot, four soil samples (30 cm × 30 cm) were collected from depths of 0–10, 10–20, and 20–30 cm. In total, 36 soil samples were collected from each habitat and transferred to the laboratory for analysis. To assess the normality of the data and the homogeneity of variances, the Kolmogorov–Smirnov and Levene's tests were applied, respectively. Soil properties under different land-use types were analyzed using two-way analysis of variance (ANOVA). When statistically significant differences were detected ($p \leq 0.05$), Duncan's multiple range test was used for mean comparisons.

Results

The results of the analysis of variance indicated a statistically significant difference in most soil properties among the studied habitats. The obtained results showed that the lowest values of bulk density, sand, and silt belonged to the shrubland habitat. The maximum value of porosity was observed in shrubland, while the minimum value was recorded in cropland (barley). In addition, shrubland and cropland (barley) habitats showed the highest and lowest values of soil aggregate stability and clay content, respectively. Furthermore, the highest soil temperature was observed in the cropland (barley). Overall, the highest values of soil chemical properties, including pH, EC, organic carbon, total nitrogen, phosphorus, potassium, calcium, and magnesium, were observed in the shrubland habitat, whereas the lowest values of these indices were mainly associated with the cropland (barley). In contrast to other indices, the C/N ratio showed its highest value in the cropland (barley). The highest abundance and biomass of all ecological groups of earthworms were observed in the shrubland habitat, and these values significantly decreased following the conversion of this habitat to grassland, cropland (wheat), and cropland (barley). This reduction was more pronounced in the epigeic and anecic groups, such that their abundance in the lower soil layers of croplands reached zero. In contrast, endogeic earthworms were present at all depths, with their highest abundance observed at the 20–30 cm soil depth. The highest abundance of nematodes, protozoa, bacteria, and fungi was observed in shrubland, while the lowest values were recorded in cropland (barley). On average, the density of these organisms in shrubland was approximately 2–3, 3–4, and 4–5 times higher than in grassland, cropland (wheat) and cropland (barley) respectively. The highest and lowest values of basal and substrate-induced respiration, as well as microbial biomass (carbon, nitrogen, and phosphorus), were observed in shrubland and cropland (barley), respectively. Moreover, these indices significantly decreased with increasing soil depth. In contrast, the qCO_2 and CAI indices showed their highest values in cropland (barley) and were, on average, about four times higher than in shrubland.

Conclusion

This study demonstrated that land use was the primary factor influencing soil quality, whereas soil depth

had a comparatively limited effect. Shrubland exhibited more favorable physical conditions, including lower bulk density, higher porosity and soil moisture, and greater aggregate stability, all of which provide a suitable environment for optimal soil functioning. In contrast, agricultural lands, particularly barley fields, showed the highest bulk density and the lowest porosity and soil moisture, indicating a greater susceptibility to soil degradation and erosion. In terms of chemical properties, the higher concentrations of organic matter and essential nutrients (N, P, K, Ca, and Mg) in shrubland indicate that woody vegetation not only enhances organic matter inputs but also promotes the stability of nutrient cycling. Conversely, the depletion of these nutrients in agricultural lands suggests that land-use conversion can substantially impair the soil's capacity for nutrient storage and cycling. Biological indicators followed a similar pattern. Shrubland supported significantly higher populations of earthworms, Collembola, mites, nematodes, and protozoa than agricultural lands, demonstrating that woody vegetation provides a more stable and favorable habitat for soil biota. Furthermore, microbial respiration and microbial biomass carbon (MBC), nitrogen (MBN), and phosphorus (MBP) reached their highest values in shrubland. In contrast, the microbial efficiency indices, namely the metabolic quotient (qCO_2) and the Carbon Availability Index (CAI), were higher in agricultural lands, reflecting lower microbial efficiency under degraded soil conditions. Overall, the findings highlight the critical role of woody vegetation in maintaining the physical, chemical, and biological quality of soils. Therefore, conserving woody vegetation should be considered a priority in natural resource management programs. At the same time, in degraded areas affected by land-use change, replacing or restoring intensive agricultural systems with less stressful cropping systems, such as wheat cultivation instead of barley cultivation, may partially improve soil properties and mitigate soil quality degradation. Consequently, in regions with similar semi-arid mountainous climates, an integrated management strategy that combines the conservation of remaining woody vegetation with the restoration of degraded lands through the establishment of more sustainable agricultural land uses can serve as an effective approach to enhancing soil functioning and long-term ecosystem sustainability.

Funding

This article was financially and spiritually supported by the Vice-Chancellorship for Research of Tarbiat Modares University.

Financial support for this research was provided by Tarbiat Modares University, Faculty of Natural Resources and Marine Sciences, in the form of a doctoral seminar.

contribution

All authors contributed equally to the design and implementation of the research, data collection, statistical analysis, interpretation of the results, drafting of the manuscript, and its review, revision, and finalization.

Declaration of Generative AI and AI-assisted technologies in the writing process

The authors did not use any type of artificial intelligence-based technology in the writing process of this manuscript.

Data availability statement

Data available on request from the authors.

Acknowledgements

The authors would like to thank the Vice-Chancellorship for Research of Tarbiat Modares University for its financial support and cooperation in carrying out this research.

Ethical considerations

The authors have observed ethical principles in the conduct and publication of this scientific study, and this matter has been confirmed by all of them.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

مجله تحقیقات آب و خاک ایران، دوره ۵۷، شماره ۹ شاپا: ۷۸۳۳-۲۴۲۳
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir

اثر تخریب درختچه‌زار و تبدیل آن به علفزار و اراضی زراعی بر مشخصه‌های خاک

یحیی کوچ[۱]✉ | مهین فولادی دوقزلو[۲]

۱. نویسنده مسئول، گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران. رایانامه: yahya.kooch@modares.ac.ir

۲. گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران. رایانامه: m_fooladi@modares.ac.ir

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقالهٔ پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۵/۴/۹

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۵/۵/۲۳

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۶/۱

تاریخ انتشار: ۱۴۰۵/۹/۱

واژه‌های کلیدی:
کاربری اراضی،
تخریب رویشگاه‌های طبیعی،
پوشش چوبی،
فعالیت آنزیمی،
حاصلخیزی خاک.

چکیده

در مناطق نیمه‌خشک، درختچه‌زارها از مهم‌ترین انواع پوشش گیاهی بوده و نقش اساسی در پایداری چرخه عناصر غذایی خاک دارند. با وجود مطالعات متعدد درباره تأثیر پوشش‌های گیاهی بر خاک، اطلاعات مربوط به تخریب درختچه‌زارها محدود است. هدف از این پژوهش، بررسی اثر تخریب درختچه‌زار و تبدیل آن به علفزار و اراضی زراعی (گندم‌زار و جوزار) بر مشخصه‌های خاک دریک اقلیم نیمه‌خشک است. بدین منظور، ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک در رویشگاه درختچه‌زار و کاربری‌های حاصل از تبدیل آن (۳۰ سال پیش) شامل علفزار، گندم‌زار و جوزار بررسی شد. در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه سه قطعه یک هکتاری با فاصله حداقل ۵۰۰ متر از یکدیگر تعیین شد. در هر قطعه، از چهار نقطه و در سه عمق ۰-۱۰، ۱۰-۲۰ و ۲۰-۳۰ سانتی‌متری خاک نمونه‌برداری انجام شد و در مجموع از هر رویشگاه ۳۶ نمونه خاک جمع‌آوری شد. نتایج نشان داد که تخریب درختچه‌زار موجب تغییر معنی‌دار ویژگی‌های فیزیکی خاک شد. به‌طوریکه جرم مخصوص ظاهری از ۱/۱۸ گرم بر سانتی‌متر مکعب در درختچه‌زار به ۱/۳۸، ۱/۴۴و ۱/۴۲ گرم بر سانتی‌متر مکعب به‌ترتیب در علفزار، گندم‌زار و جوزار افزایش یافت. همچنین تخلخل خاک از ۴۶/۵۰ درصد در درختچه‌زار به حدود ۴۰ تا ۴۱ درصد و پایداری خاکدانه‌ها از ۷۳/۷۶ درصد به ۳۰/۴۰، ۳۸/۰۱ و ۳۶/۹۰ درصد در کاربری‌های تغییر یافته کاهش یافت. در بخش شیمیایی، تغییر کاربری موجب کاهش کربن آلی خاک از ۳/۱۱ درصد در درختچه‌زار به ۲/۳۲، ۲/۰۸ و ۱/۷۶ درصد، نیتروژن کل از ۳۳/ درصد به ۲۱/، ۱۷/ و ۱۴/ درصد و فسفر قابل جذب از ۳۰/۷۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم به ۱۶/۳۴، ۱۳/۲۱ و ۱۱/۲۹میلی‌گرم بر کیلوگرم در علفزار، گندم‌زار و جوزار کاهش یافت. در مقابل، بیشترین نسبت کربن به نیتروژن در جوزار (۱۶/۶۷) مشاهده شد، در حالی‌که این نسبت در درختچه‌زار، علفزار و گندم‌زار به‌ترتیب ۱۰/۳۷، ۱۱/۲۵ و ۱۲/۱۷ بود. شاخص‌های زیستی نیز کاهش چشمگیری نشان دادند، به‌طوریکه زیتوده میکروبی کربن از ۳۹۳/۵۲میلی‌گرم بر کیلوگرم در درختچه‌زار به ۱۵۱/۴۷، ۱۱۶/۱۹ و ۸۸/۶۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم در علفزار، گندم‌زار و جوزار کاهش یافت. همچنین فراوانی نماتدها از ۳۴۷/۵۵عدد در مترمربع در درختچه‌زار به ۱۰۴/۱۲۵،۶۹/۳۳و ۷۵/۱۳ عدد در مترمربع کاهش یافت. در مقابل، ضریب متابولیکی و شاخص دسترسی به کربن در جوزار (به‌ترتیب ۲/۶۵ و۱/۴۷) نسبت به درختچه‌زار (۰/۹۱ و ۰/۳۷) افزایش نشان داد. فعالیت آنزیم‌های خاک نیز در اثر تغییر کاربری کاهش یافت. به‌طوریکه فعالیت اوره‌آز از ۲۱/۰۴ در درختچه‌زار به ۱۱/۷۳، ۹/۱۵ و ۷/۲۵ در علفزار، گندم‌زار و جوزار کاهش یافت. نتایج نشان داد که در مناطق نیمه‌خشک تخریب پوشش‌های درختچه‌ای و جایگزینی آن با اراضی زراعی جو، با تشدید فرآیندهای تخریب و کاهش معنادار عملکرد خاک همراه است. در همین راستا حفاظت از این رویشگاه‌ها باید در اولویت مدیریت منابع طبیعی قرار گیرد. در عین حال، در اراضی تخریب‌یافته، جایگزینی کاربری‌های زراعی کم‌تنش‌تر مانند گندم‌زار نسبت به جوزار می‌تواند تا حدی به بهبود ویژگی‌های خاک و کاهش شدت کیفیت آن کمک کند.

استناد: کوچ؛ یحیی، فولادی دوقزلو؛ مهین، (۱۴۰۵) اثر تخریب درختچه‌زار و تبدیل آن به علفزار و اراضی زراعی بر مشخصه‌های خاک، *مجله تحقیقات آب و خاک ایران*، ۵۷ (۹)،۲۱۰۱-۲۰۸۱. https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.417618.670170

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

© نویسندگان.

DOI: https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.417618.670170

مقدمه

پوشش گیاهی به‌عنوان یکی از اجزای بنیادی اکوسیستم‌های زمینی، نقش تعیین‌کننده‌ای در پایداری فرآیندهای اکولوژیکی، حفظ تنوع زیستی و تنظیم عملکرد خاک ایفا می‌کند. نوع و ترکیب جوامع گیاهی از طریق تأثیر بر چرخه عناصر غذایی، تولید لاشبرگ، تنظیم رطوبت و دمای خاک، کاهش فرسایش و کنترل رواناب بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک اثر مستقیم دارند (کوچ و همکاران، ۱۴۰۳). در اکوسیستم‌های طبیعی، پوشش گیاهی نه‌تنها به‌عنوان منبع اصلی ورود مواد آلی به خاک شناخته می‌شود، بلکه با افزایش فعالیت میکروارگانیسم‌ها و بهبود ساختار خاک، پایداری عملکرد اکوسیستم را تضمین می‌کند (Eisenhauer et al., 2026). طبقه‌بندی پوشش‌های گیاهی طبیعی عمدتاً بر اساس فرم رویشی غالب و ساختار پوشش انجام می‌شود و شامل جنگل‌ها و انواع پوشش‌های مرتعی، از جمله علفزارها و درختچه‌زارها، است. تفاوت در فرم رویشی گیاهان، تراکم پوشش و ترکیب گونه‌ای موجب تفاوت در عملکردهای بوم‌شناختی این اکوسیستم‌ها می‌شود (Faber-Langendoen et al., 2016). در این میان، جنگل‌ها به‌دلیل نقش مؤثر در ترسیب کربن، تنظیم شرایط اقلیمی، حفاظت خاک و حفظ تنوع زیستی از مهم‌ترین اکوسیستم‌های خشکی محسوب می‌شوند (Murphy and Yong, 2026). از سوی دیگر، مراتع که بخش وسیعی از سطح زمین را پوشش می‌دهند در تأمین علوفه، کاهش فرسایش خاک، تثبیت چرخه مواد غذایی و تنظیم چرخه هیدرولوژیکی اهمیت زیادی دارند (Pankaj et al., 2026). در میان پوشش‌های مرتعی، درختچه‌زارها اهمیت ویژه‌ای دارند، زیرا با تعدیل دما و رطوبت خاک، افزایش لاشبرگ و تقویت فعالیت زیستی خاک، کیفیت خاک را بهبود می‌بخشند و از طریق افزایش کربن آلی، نیتروژن، فسفر و ظرفیت تبادل کاتیونی، عملکرد اکوسیستم را ارتقا می‌دهند (Myers-Smith and Hik, 2013).

ایران با مساحت ۶۵/۱ میلیون کیلومتر مربع در کمربند خشک و نیمه‌خشک جهان قرار دارد و بخش قابل توجهی از اراضی آن را پوشش‌های گیاهی چوبی شامل درختان و درختچه‌ها و همچنین پوشش‌های علفی تشکیل می‌دهند. به‌طوریکه مراتع حدود ۸۵ میلیون هکتار از سطح کشور را به خود اختصاص داده‌اند (Piri et al., 2025). بخش قابل توجهی از پوشش گیاهی شمال ایران در محدوده جنگل‌های هیرکانی قرار دارد که به دلیل تنوع زیستی بالا، در فهرست میراث جهانی یونسکو ثبت شده است (میرآخورلو و اخوان، ۱۳۹۶). در این منطقه، درختچه‌زارها بخش مهمی از ساختار پوشش گیاهی مراتع را تشکیل می‌دهند که در میان آن‌ها گونه‌های سیاه ولیک (Crataegus melanocarpa M. B.) از خانواد Rosaceae و زرشک (Berberis integerrima Bunge.) از خانواده Berberidaceae از مهم‌ترین گونه‌های غالب به شمار می‌روند. جنس Crataegus شامل حدود ۲۵۰ تا ۵۰۰ گونه در جهان است که پراکنش گسترده‌ای در اروپا، آسیا، شمال آفریقا و آمریکای شمالی دارد (Dönmez, 2004). همچنین جنس Berberis شامل حدود ۴۰۰ تا ۶۰۰ گونه بوده و در مناطق معتدل و کوهستانی اروپا، آسیا، شمال آفریقا و آمریکای شمالی پراکنش یافته است. این گونه‌ها به دلیل سازگاری بالا با شرایط اقلیمی سخت، نقش مهمی در تثبیت، حمایت از فرآیندهای زیستی و ارتقای کیفیت خاک زیستگاه‌های مرتعی دارند (Maleki-Meighani et al., 2025). با این حال، در سال‌های اخیر این پوشش‌های گیاهی تحت تأثیر بهره‌برداری نامناسب، چرای مفرط دام و شرایط اقلیمی خاص (دمای بالا و رطوبت کم) مناطق مرتفع و نیمه‌خشک دچار تخریب گسترده شده‌اند (Abdullahi et al., 2023).

با وجود اهمیت درختچه‌زارها در اکوسیستم‌های مرتعی، بخش عمده مطالعات پیشین در زمینه تغییر کاربری اراضی، عمدتاً بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک متمرکز بوده‌اند و ویژگی‌های زیستی خاک، از جمله تراکم جانوران خاک‌زی و شاخص‌های زیتوده و کارایی میکروبی کمتر مورد توجه قرار گرفته‌اند. علاوه بر این، اغلب پژوهش‌های موجود به مقایسه دوگانه کاربری‌ها (مانند مرتع و جنگل در برابر زراعت) پرداخته‌اند (Ren et al., 2021; Zhang et al., 2025) و مقایسه هم‌زمان سه کاربری درختچه‌زار، علفزار و اراضی زراعی، به‌ویژه در اعماق مختلف خاک، کمتر بررسی شده است. بر این اساس هدف از این پژوهش، ارزیابی هم‌زمان اثر تخریب و تبدیل درختچه‌زار به علفزار و اراضی زراعی (گندم و جو) بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک در اعماق مختلف بود. فرض بر این است که تغییر کاربری از درختچه‌زار به کاربری‌های ثانویه، به‌ویژه اراضی زراعی، منجر به تخریب معنادار ویژگی‌های فیزیکی، کاهش عناصر غذایی و ماده آلی و افت شاخص‌های زیستی و میکروبی خاک خواهد شد. با این حال، انتظار می‌رود شدت این تخریب متناسب با نوع کاربری جایگزین متفاوت باشد، به‌طوری‌که تبدیل درختچه‌زار به علفزار در مقایسه با تبدیل آن به اراضی زراعی، به دلیل حفظ نسبی پوشش گیاهی طبیعی، اثرات تخریبی کمتری بر ویژگی‌های خاک بر جای بگذارد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

محدوده مورد بررسی در رویشگاه ییلاقی پی‌ده (بخش کجور، جنوب‌شرقی نوشهر) در زون البرز مرکزی با عرض جغرافیایی ″۱۴ ´۲۷ °۳۶ تا ″۱۶ ´۲۷ °۳۶ شمالی و طول جغرافیایی ″۲۴ ´۴۶ °۵۱ تا ″۲۷ ´۴۶ °۵۱ شرقی واقع شده است. این منطقه به‌دلیل وجود هم‌زمان رویشگاه طبیعی درختچه‌زار با کاربری‌های حاصل از تغییر آن (علفزار، گندم‌زار و جوزار) و نیز شرایط فیزیوگرافی نسبتاً یکنواخت انتخاب شد تا امکان مقایسه پوشش‌ها فراهم شده و تغییرات خاک عمدتاً ناشی از نوع پوشش گیاهی باشد. ارتفاع متوسط منطقه ۱۸۰۰ متر، بارندگی سالانه ۳۹۰ میلی‌متر و تبخیر سالانه بیش از ۱۳۰۰ میلی‌متر است. بر اساس شاخص دومارتن (De Martonne, 1926) اقلیم منطقه نیمه‌خشک است. دمای منطقه بین ۵ درجه سانتی‌گراد (بهمن) تا ۲۲ درجه سانتی‌گراد (مرداد) در نوسان است. خاک منطقه بر اساس رده‌بندی USDA (2014) عمدتاً آلفی‌سول با شیب یک‌جانبه و ۱۵ درصد جنوبی است. پوشش غالب منطقه گونه‌های درختچه‌ای سیاه‌ولیک و زرشک است، هرچند طی حدود سی سال گذشته تغییر کاربری موجب ظهور سایر پوشش‌های اراضی نیز شده است (قادری،۱۴۰۲). در پژوهش حاضر، چهار نوع پوشش گیاهی زیر مورد توجه قرار گرفت:

درختچه‌زار با غالبیت سیاه‌ولیک (*Crataegus melanocarpa* M. B.) و زرشک (*Berberis integerrima* Bunge.)

پوشش طبیعی منطقه با غالبیت سیاه‌ولیک و زرشک که به‌عنوان شاهد و مرجع مقایسه انتخاب شد.

علفزار با غالبیت علف‌گندمی (*Agropyron longiaristatum* Boiss) و علف‌پشمکی (*Bromus tomentolus* Bioss.)

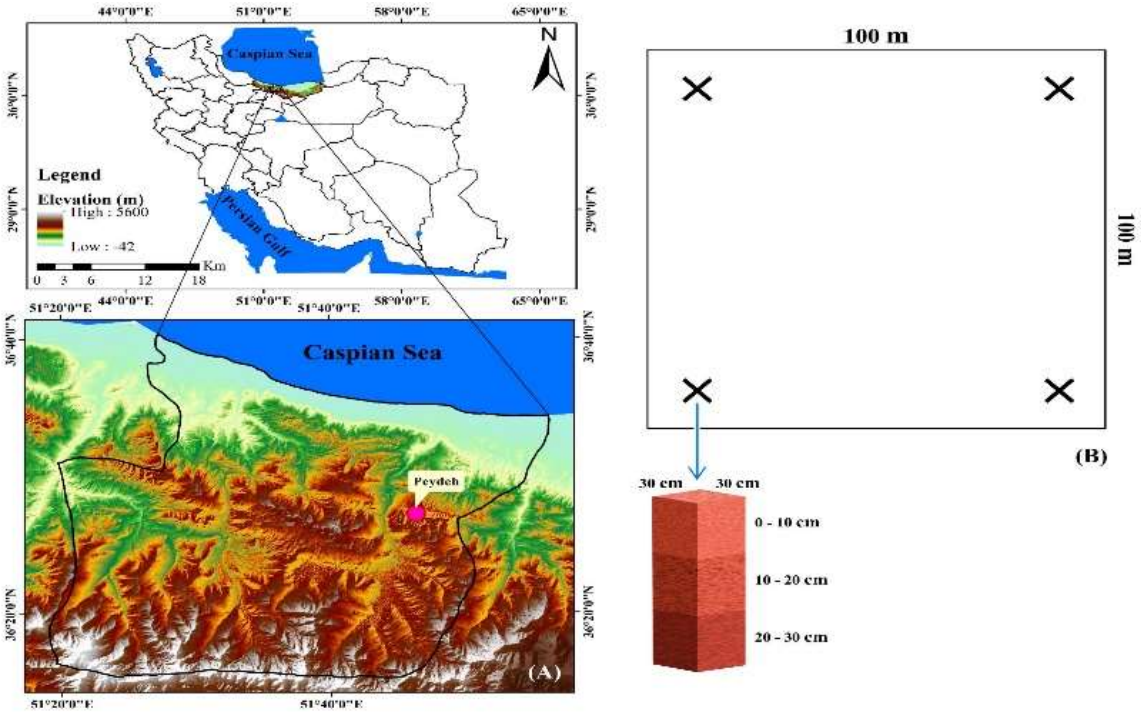
رویشگاهی که در اثر تخریب درختچه‌زار و استقرار پوشش گیاهی علفی ایجاد شده و به‌منظور بررسی اثر تغییر پوشش طبیعی به پوشش علفی بر ویژگی‌های خاک مورد مطالعه قرار گرفت.

اراضی زراعی گندم (*Triticum aestivum* L.)

اراضی زراعی حاصل از تغییر کاربری درختچه‌زار که به‌منظور بررسی اثر کشت گندم بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک انتخاب شد.

اراضی زراعی جو (*Hordeum vulgare* L.)

اراضی زراعی حاصل از تغییر کاربری درختچه‌زار که به‌منظور بررسی اثر کشت جو بر ویژگی‌های خاک انتخاب شد.



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه و روش نمونه‌برداری

روش نمونه‌برداری و تجزیه آزمایشگاهی

برای بررسی اثرات پوشش‌های اراضی بر ویژگی‌های خاک، در هر رویشگاه سه قطعه یک‌هکتاری با فاصله حداقل ۵۰۰ متر از یکدیگر و با حداقل اختلاف در ارتفاع، شیب و جهت شیب انتخاب شد. در هر قطعه، چهار نمونه خاک به‌صورت مستقل از چهار گوشه (به ابعاد ۳۰×۳۰ سانتی‌متر) و از سه عمق ۰–۱۰، ۱۰–۲۰ و ۲۰–۳۰ سانتی‌متری برداشت شد. با توجه به اینکه بیشترین تأثیر تغییر کاربری اراضی بر خاک در لایه‌های سطحی رخ می‌دهد و با افزایش عمق کاهش می‌یابد (Jobbágy and Jackson, 2000)، عمق ۰–۳۰ سانتی‌متری به‌عنوان محدوده مورد بررسی انتخاب شد. نمونه‌ها به‌صورت مجزا (بدون تهیه نمونه مرکب) کدگذاری و به آزمایشگاه منتقل شدند. بدین ترتیب از هر رویشگاه در مجموع ۳۶ نمونه خاک (۳ قطعه × ۴ نقطه × ۳ عمق) تجزیه‌وتحلیل شد. نمونه‌های خاک پس از هوا خشک شدن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند و بخشی نیز تا زمان انجام آزمایش‌های زیستی در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد (Kooch and Noghre, 2020). رطوبت خاک به روش توکلی و همکاران، (۱۳۹۷)و دمای خاک با دماسنج دیجیتال اندازه‌گیری شد (Zancan et al., 2006). جرم مخصوص ظاهری به روش کلوخه، جرم مخصوص حقیقی به روش پیکنومتری و تخلخل خاک بر این اساس محاسبه شد (Blake and Hartge, 1986). پایداری خاکدانه‌ها به روش یودر (Kemper and Rosenau, 1986) و بافت خاک به روش هیدرومتری تعیین شد (Six et al., 2002). واکنش خاک (pH) به روش پتانسیومتری، هدایت الکتریکی با EC سنج، کربن آلی به روش والکلی‌بلاک (Allison, 1975) و نیتروژن کل به روش کجلدال اندازه‌گیری شد (Bremner and Mulvaney, 1982). ترسیب کربن و نیتروژن با استفاده از روابط مربوطه محاسبه شد (Wang and Dalal, 2006). فسفر قابل‌جذب به روش اولسن و پتاسیم، کلسیم و منیزیم قابل‌جذب به روش جذب اتمی اندازه‌گیری شدند (Bower et al., 1952). کربن و نیتروژن آلی ذره‌ای به روش کاهش وزن (Nelson and Sommers, 1983) و کربن و نیتروژن آلی محلول با دستگاه TOC (Shimadzu TOC-550A) تعیین شد. فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، فسفاتاز، آریل‌سولفاتاز و اینورتاز با روش انکوباسیون آزمایشگاهی سنجش شد (Alef and Nannipieri, 1995). کرم‌های خاکی بر اساس ویژگی‌های ریخت‌شناسی شناسایی، خشک و توزین شدند (بیرانوند و کوچ، ۱۳۹۵). کنه‌ها و پادمان‌ها به روش قیف برلیز، نماتدها به روش قیف بیرمن و سانتریفیوژ (Alef and Nannipieri, 1995)، و پروتوزوئرها با میکروسکوپ شمارش شدند. جمعیت باکتری و قارچ خاکزی به روش کشت تعیین شد (Wollum, 1982). تنفس پایه به روش بطری دربسته و تنفس برانگیخته با افزودن گلوکز اندازه‌گیری شد (Anderson and Domsch, 1990). کربن و نیتروژن زی‌توده میکروبی به روش تدخین استخراج تعیین شد (Brookes et al., 1985). آمونیوم به روش Indophenol blue و نیترات با دستگاه فتومتر اندازه‌گیری شدند (Robertson et al., 1999).

تحلیل آماری داده‌ها

برای بررسی پیش‌فرض‌های تحلیل آماری، نرمال بودن توزیع داده‌ها با آزمون کولموگروف–اسمیرنوف و همگنی واریانس‌ها با آزمون لون بررسی شد که نشان داد کلیه متغیرهای فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک (شامل متغیرهای شمارشی زیستی) از توزیع نرمال پیروی می‌کنند. اثرات اصلی و متقابل نوع رویشگاه (چهار سطح) و عمق خاک (سه سطح، ۰–۱۰، ۱۰–۲۰ و ۲۰–۳۰ سانتی‌متر) با تجزیه واریانس دوطرفه (Two-way ANOVA) بررسی و مقایسه میانگین‌ها با آزمون دانکن انجام شد. کلیه تحلیل‌های آماری با نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۶ انجام گرفت.

نتایج

نتایج تجزیه واریانس نشان دهنده تفاوت آماری معنی‌دار اکثر ویژگی‌های خاک در بین رویشگاه‌های مورد بررسی است (جدول۱).

تاثیر تغییر کاربری بر ویژگی‌های فیزیکی خاک

نتایج تجزیه واریانس نشان دهنده تفاوت آماری معنی‌دار در اکثر ویژگی‌های فیزیکی خاک در بین رویشگاه‌های مورد بررسی است. در مقایسه با رویشگاه شاهد (درختچه‌زار)، تبدیل پوشش گیاهی موجب افزایش جرم مخصوص ظاهری خاک به میزان ۰/۲۰، ۰/۲۶ و ۰/۲۴گرم بر سانتی‌متر مکعب به‌ترتیب در گراس‌لند، گندم‌زار و جوزار شد. همچنین، پایداری خاکدانه‌ها بیشترین حساسیت را به تغییر پوشش نشان داد، به‌طوری‌که در مقایسه با شاهد، به‌ترتیب ۳۳/۴۶، ۳۵/۷۵ و ۳۶/۸۶ درصد در گراس‌لند، گندم‌زار و جوزار کاهش یافت. تغییر کاربری همچنین سبب کاهش رس و افزایش شن خاک شد. به‌طوریکه مقدار رس در جوزار نسبت به درختچه‌زار ۱۹/۹۵ درصد کاهش و مقدار شن ۱۵/۷۲ درصد افزایش یافت (جدول ۲).

جدول ۱. نتایج آنالیز واریانس (ANOVA) اثرات کاربری زمین و عمق بر خواص خاک

ویژگی‌های خاک	رویشگاه		عمق		رویشگاه× عمق	
	F value	sig	F value	sig	F value	sig
OM ماده آلی	۲۱/۳۵۹	۰/۰۰	۲۲/۱۵۰	۰/۰۰	۱/۷۱۵	۰/۱۲۲
جرم مخصوص ظاهری	۱۷/۷۹۰	۰/۰۰	۶/۲۰۱	۰/۰۰۳	۰/۶۰۹	۰/۷۲۳
جرم مخصوص حقیقی	۰/۳۴۷	۰/۷۹۱	۰/۱۲۴	۰/۸۸۴	۰/۲۸۰	۰/۹۴۶
تخلخل	۸/۹۶۲	۰/۰۰	۴/۴۴۹	۰/۰۱۳	۰/۸۹۷	۰/۴۹۹
پایداری	۱۳۱/۰۶۱	۰/۰۰	۶/۶۳۶	۰/۰۰۲	۰/۲۰۹	۰/۹۷۴
شن	۲۴/۸۹۳	۰/۰۰۹	۱۰/۲۱۸	۰/۰۰۰	۰/۱۷۱	۰/۹۸۴
سیلت	۱/۸۱۱	۰/۱۴۸	۰/۸۰۹	۰/۴۴۷	۰/۱۰۳	۰/۹۹۶
رس	۶۴/۶۵۳	۰/۰۰	۶/۵۸۲	۰/۰۰۲	۰/۴۲۳	۰/۸۶۳
رطوبت خاک	۱/۳۸۰	۰/۲۵۲	۳۱/۶۰۶	۰/۰۰	۰/۵۹۹	۱/۰۰۰
دمای خاک	۳۳/۶۳۹	۰/۰۰	۳/۰۳۶	۰/۰۵۱	۰/۹۸۷	۰/۷۳۱
واکنش خاک	۱۴/۱۱۸	۰/۰۰	۲/۴۵۹	۰/۰۸۹	۰/۴۰۰	۰/۸۷۸
هدایت الکتریکی	۱۰/۶۹۱	۰/۰۰	۲/۰۸۹	۰/۱۲۸	۰/۱۴۶	۰/۹۹۰
کربن	۲۱/۳۸۰	۰/۰۰	۲۲/۱۶۴	۰/۰۰	۱/۷۱۸	۰/۱۲۲
ترسیب کربن	۸/۶۲۹	۰/۰۰	۱۲/۶۱۷	۰/۰۰	۰/۶۲۷	۰/۷۰۹
نیتروژن کل	۳۹/۲۹۷	۰/۰۰	۱۹/۲۲۴	۰/۰۰	۰/۶۷۴	۰/۶۷۱
ترسیب نیتروژن	۱۹/۸۸۱	۰/۰۰	۱۱/۰۹۴	۰/۰۰	۰/۰۹۹	۰/۹۹۶
نسبت کربن به نیتروژن	۳/۵۳۳	۰/۰۰۹	۱/۶۱۱	۰/۲۰۳	۰/۳۸۸	۰/۹۲۶
فسفر	۵۰/۱۸۷	۰/۰۰	۱۹/۷۷۲	۰/۰۰	۰/۶۰۳	۰/۷۷۴
پتاسیم	۱۰۳/۳۲۴	۰/۰۰	۴۱/۱۲۹	۰/۰۰	۲/۰۱۲	۰/۰۴۸
کلسیم	۶۵/۸۶۲	۰/۰۰	۱۷/۱۸۵	۰/۰۰	۷/۳۱۷	۰/۰۰
منیزیم	۸۶/۳۳۳	۰/۰۰	۱۱۹/۰۳۰	۰/۰۰	۵/۵۸۶	۰/۰۰
فراوانی اپی‌ژئیک	۱۲/۱۳۸	۰/۰۰	۳۷/۹۳۱	۰/۰۰	۱۲/۱۳۸	۰/۰۰
زی‌توده اپی‌ژئیک	۱۷/۰۸۸	۰/۰۰	۴۳/۰۸۹	۰/۰۰	۱۷/۰۸۸	۰/۰۰
فراوانی آنسئیک	۱۰/۴۶۶	۰/۰۰	۷/۰۵۱	۰/۰۰۱	۱/۵۸۸	۰/۱۵۵
زی‌توده آنسئیک	۱۳/۸۹۴	۰/۰۰	۶/۶۳۸	۰/۰۰۲	۰/۹۷۰	۰/۴۴۸
فراوانی اندوژئیک	۲۵/۴۴۰	۰/۰۰	۲۵/۸۰۳	۰/۰۰	۵/۱۶۸	۰/۰۰
زی‌توده اندوژئیک	۳۲/۸۵۹	۰/۰۰	۳۴/۰۴۰	۰/۰۰	۶/۳۰۸	۰/۰۰
فراوانی کل کرم‌خاکی	۴۵/۲۸۹	۰/۰۰	۶/۷۰۹	۰/۰۰۲	۱/۳۲۲	۰/۲۵۲
زی‌توده کل کرم خاکی	۵۴/۰۹۴	۰/۰۰	۱۲/۶۵۸	۰/۰۰	۱/۶۰۰	۰/۱۵۲
فراوانی کنه خاکزی	۱۱۱/۴۶۳	۰/۰۰	۱۲۶/۵۷۸	۰/۰۰	۳/۹۰۰	۰/۰۰
فراوانی پادمان خاکزی	۷۷/۲۳۲	۰/۰۰	۱۸۳/۰۷۲	۰/۰۰	۱۷/۸۱۰	۰/۰۰
نماتد کل خاکزی	۸۰/۷۵۴	۰/۰۰	۷۰/۳۹۶	۰/۰۰	۱۳/۶۲۰	۰/۰۲۴
جمعیت باکتری	۴۶/۹۶۷	۰/۰۰	۶۴/۲۶۶	۰/۰۰	۲/۱۱۷	۰/۰۵۵
جمعیت قارچ	۵۶/۶۱۹	۰/۰۰	۵۱/۲۲۸	۰/۰۰	۳/۶۷۹	۰/۰۰۲
آمونیوم	۲۹/۰۱۱	۰/۰۰	۴۱/۱۸۱	۰/۰۰	۴/۸۱۰	۰/۰۰
نیترات	۴۶/۶۸۶	۰/۰۰	۷۷/۷۰۱	۰/۰۰	۵/۶۷۲	۰/۰۰
تنفس پایه	۳۴/۲۰۴	۰/۰۰	۶۱/۱۷۱	۰/۰۰	۲/۸۵۳	۰/۰۱۲
تنفس میکروبی برانگیخته	۲۷/۶۱۷	۰/۰۰	۴۶/۲۲۸	۰/۰۰	۰/۲۸۲	۰/۹۴۵
کربن زی‌توده میکروبی	۷۸/۸۳۰	۰/۰۰	۳۴/۲۷۶	۰/۰۰	۱/۸۲۸	۰/۰۹۸
زی‌توده میکروبی نیتروژن	۱۸۲/۴۳۹	۰/۰۰	۳۳/۰۹۳	۰/۰۰	۱/۳۰۸	۰/۲۵۸
زی‌توده میکروبی فسفر	۱۳۴/۶۰۱	۰/۰۰	۳۱/۳۷۵	۰/۰۰	۱۱/۸۴۵	۰/۰۰۰
نسبت زی‌توده میکروبی نیتروژن به نیتروژن کل	۱۰/۸۹۰	۰/۰۰	۱/۱۹۵	۰/۳۰۶	۰/۳۳۵	۰/۹۱۷
نسبت زی‌توده میکروبی فسفر به فسفرکل	۱۶/۷۹۸	۰/۰۰	۶/۱۱۰	۰/۰۰۳	۰/۸۷۱	۰/۵۱۸
نسبت زی‌توده میکروبی کربن به زی‌توده میکروبی	۰/۶۸۴	۰/۰۰	۱/۵۸۲	۰/۲۰۹	۰/۲۱۵	۰/۹۷۲
نسبت زی‌توده میکروبی کربن به زی‌توده میکروبی فسفر	۱/۳۷۸	۰/۰۰	۴/۳۲۴	۰/۰۱۵	۲/۰۹۸	۰/۰۵۸
نسبت زی‌توده میکروبی نیتروژن به زی‌توده میکروبی فسفر	۰/۵۰۰	۰/۰۰	۰/۶۶۵	۰/۵۱۶	۲/۰۷۰	۰/۰۶۱
ضریب متابولیکی	۶/۷۴۷	۰/۰۰	۱/۹۳۲	۰/۱۴۹	۲/۴۴۷	۰/۰۲۸
سهم میکروبی	۲۳/۶۶۶	۰/۰۰	۶/۰۱۶	۰/۰۰۳	۱/۶۰۶	۰/۱۵۰
قابلیت دسترسی کربن	۴/۵۴۳	۰/۰۰۵	۴/۹۶۲	۰/۰۰۸	۳/۳۰۰	۰/۰۰۵
آنزیم اوره‌آز	۵۸/۶۵۲	۰/۰۰	۳۵/۱۷۱	۰/۰۰	۴/۴۹۳	۰/۰۰۳
آنزیم اسید فسفاتاز	۴۶/۲۳۹	۰/۰۰	۲۵/۵۴۲	۰/۰۰	۲/۳۳۳	۰/۰۳۶
آنزیم آریل سولفاتاز	۱۲۰/۸۶۴	۰/۰۰	۳۷/۴۹۸	۰/۰۰	۸/۸۰۹	۰/۰۰۰
آنزیم اینورتاز	۵۵/۶۶۲	۰/۰۰	۲۸/۸۰۳	۰/۰۰	۳/۶۴۹	۰/۰۰۲

ویژگی‌های خاک	رویشگاه		عمق		رویشگاه× عمق	
	F value	sig	F value	sig	F value	sig
کربن آلی ذره‌ای	۹۷/۴۵۰	۰/۰۰	۱۳/۹۵۸	۰/۰۰	۲/۰۰۷	۰/۰۰۰
نیتروژن آلی ذره‌ای	۷۲/۵۶۵	۰/۰۰	۲۵/۵۴۹	۰/۰۰	۱/۷۱۲	۰/۱۲۳
نسبت کربن به نیتروژن آلی ذره‌ای	۳/۷۷۳	۰/۰۱۲	۳/۷۰۸	۰/۰۲۷	۱/۴۲۵	۰/۲۱۰
کربن آلی محلول	۱۴۶/۸۱۷	۰/۰۰	۵۵/۷۰۲	۰/۰۳۴	۲/۷۰۲	۰/۰۱۷
نیتروژن آلی محلول	۴۶/۰۳۸	۰/۰۰	۱۴/۰۵۶	۰/۰۰	۳/۰۰۴	۰/۰۰۹
نسبت کربن به نیتروژن آلی محلول	۲/۸۹۱	۰/۰۳۸	۷/۵۷۱	۰/۰۰۱	۰/۶۶۷	۰/۶۷۷

مقادیر پررنگ نشان دهنده اختلاف آماری معنی‌دار هستند ($p < 0.05$).

جدول ۲. ویژگی‌های فیزیکی خاک (میانگین ± اشتباه معیار) براساس نوع کاربری زمین

ویژگی‌های خاک	عمق (سانتی‌متر)	درختچه‌زار		گراسلند با سابقه درختچه‌زار		گندم زار با سابقه درختچه‌زار		جوزار با سایقه درختچه‌زار	
جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب)	۰ – ۱۰	۱/۰۸ ± ۰/۰۸	Bb	۱/۳۴ + ۰/۰۷	Aa	۱/۳۸ + ۰/۰۵	Aa	۱/۳۶ + ۰/۰۴	Ab
	۱۰ – ۲۰	۱/۲۲ ± ۰/۰۳	Ba	۱/۴۰ + ۰/۰۳	Aa	۱/۴۸ + ۰/۰۶	Aa	۱/۳۹ + ۰/۰۴	Aab
	۲۰ – ۳۰	۱/۲۵ ± ۰/۰۷	Ba	۱/۴۰ + ۰/۰۲	Aa	۱/۴۶ + ۰/۰۳	Aa	۱/۵۰ + ۰/۰۴	Aa
	میانگین	۱/۱۸ ± ۰/۰۲	B	۱/۳۸ + ۰/۰۲	A	۱/۴۴ + ۰/۰۳	A	۱/۴۲ + ۰/۰۲	A
جرم مخصوص حقیقی (گرم برسانتی‌متر مکعب)	۰ – ۱۰	۲/۴۰ ± ۰/۰۶	Aa	۲/۴۶ + ۰/۰۷	Aa	۲/۴۵ + ۰/۰۸	Aa	۲/۴۷ ۰/۰۹	Aa
	۱۰ – ۲۰	۲/۴۰ ± ۰/۰۷	Aa	۲/۳۸ + ۰/۱۱	Aa	۲/۴۳ + ۰/۰۶	Aa	۲/۵۱ + ۰/۰۶	Aa
	۲۰ – ۳۰	۲/۴۲ ± ۰/۰۳/	Aa	۲/۴۰ + ۰/۰۴	Aa	۲/۴۷ + ۰/۰۶	Aa	۲/۳۹ + ۰/۱۰	Aa
	میانگین	۲/۴۰ ± ۰/۰۳	A	۲/۴۱ + ۰/۰۴	A	۲/۴۵ + ۰/۰۳	A	۲/۴۶ + ۰/۰۵	A
تخلخل (درصد)	۰ – ۱۰	۵۴/۷۴ ± ۱/۱۸	Aa	۴۵/۲۲ + ۲/۸۹	Ba	۴۲/۹۲ + ۲/۷۱	Ba	۴۴/۳۰ + ۲/۷۴	Ba
	۱۰ – ۲۰	۴۸/۳۴ ± ۱/۸۷	Ab	۳۹/۳۰ + ۳/۷۵	ABa	۳۸/۶۳ + ۳/۷۶	Ba	۴۳/۹۴ + ۲/۴۳	ABa
	۲۰ – ۳۰	۴۸/۳۰ ± ۲/۷۲	Ab	۴۱/۲۸ + ۱/۵۳	Ba	۴۰/۶۰ + ۱/۳۵	Ba	۳۵/۸۳ + ۳/۲۶	Ba
	میانگین	۵۰/۴۶ ± ۱/۲۴	A	۴۱/۹۳ + ۱/۶۶	B	۴۰/۷۱ + ۱/۵۹	B	۴۱/۳۶ + ۱/۷۲	B
پایداری (درصد)	۰ – ۱۰	۶۹/۷۹ ± ۳/۹۵	Aa	۳۶/۶۶ + ۲/۲۷	Ba	۳۴/۸۲ + ۲/۸۸	Bb	۳۴/۳۵ + ۳/۴۲	Ba
	۱۰ – ۲۰	۷۳/۷۱ ± ۳/۱۲	Aa	۳۹/۵۲ + ۱/۸۷	Bab	۳۶/۹۴ + ۱/۳۳	Bab	۳۷/۸۸ + ۲/۰۶	Ba
	۲۰ – ۳۰	۷۷/۷۷ ± ۱/۹۷	Aa	۴۴/۷۳ + ۲/۳۳	Ba	۴۲/۲۶ + ۲/۲۲	Ba	۳۸/۴۷ + ۳/۴۳	Ba
	میانگین	۷۳/۷۶ ± ۱/۸۳	A	۴۰/۳۰ + ۱/۳۴	B	۳۸/۰۱ + ۱/۳۶	B	۳۶/۹۰ + ۱/۷۳	B
شن (درصد)	۰ – ۱۰	۲۴/۵۸ ± ۱/۴۱	Ba	۳۶/۵۸ + ۲/۱۳	Aa	۳۸/۳۳ + ۲/۰۴	Aa	۴۰/۹۱ + ۳/۰۸	Aa
	۱۰ – ۲۰	۲۰/۹۱ ± ۱/۲۰	Bb	۳۰/۵۰ + ۲/۲۵	Ab	۳۲/۱۶ + ۱/۶۹	Ab	۳۶/۵۰ + ۳/۵۸	Aa
	۲۰ – ۳۰	۱۹/۵۰ ± ۰/۷۶	Bb	۲۷/۹۱ + ۱/۹۳	Ab	۲۹/۴۱ + ۱/۸۷	Ab	۳۴/۷۵ + ۳/۷۵	Aa
	میانگین	۲۱/۶۶ ± ۰/۷۴	A	۳۱/۶۶ + ۱/۳۳	B	۳۳/۳۰ + ۱/۲۲	B	۳۷/۳۸ + ۲	A
سیلت (درصد)	۰ – ۱۰	۱/۵۹ ± ۵۳/۳۳	Aa	۲/۴۶ + ۳۷/۲۵	Aa	۲/۱۹ + ۳۸/۸۳	Aa	۳۷/۵۸ + ۲/۵۹	Aa
	۱۰ – ۲۰	۳۵/۴۱ ± ۱/۹۹	Aa	۳۷/۵۸ + ۲/۷۹	Aa	۴۱/۱۶ + ۳/۰۷	Aa	۴۱/۴۱ + ۳/۹۲	Aa
	۲۰ – ۳۰	۳۶/۷۵ ± ۱/۷۶	Aa	۳۸/۹۱ + ۲/۵۲	Aa	۴۲/۴۱ + ۲/۸۱	Aa	۴۱/۱۶ + ۵/۰۸	Aa
	میانگین	۳۵/۸۳ ± ۱	B	۳۷/۹۱ + ۱/۴۶	AB	۴۰/۸۰ + ۱/۵۴	A	۴۰/۰۵ + ۲/۲۶	AB
رس (درصد)	۰ – ۱۰	۴۰/۰۸ ± ۰/۹۰	Aa	۲۶/۱۶ + ۲/۰۵	Bb	۲۲/۸۳ + ۱/۱۶	BCb	۲۱/۵۰ + ۱/۵۳	Ca
	۱۰ – ۲۰	۴۳/۶۶ ± ۱/۴۲	Aa	۳۱/۹۱ + ۱/۷۳	Ba	۲۶/۶۶ + ۲/۱۲	BCab	۲۲/۰۸ + ۳/۲۵	Ca
	۲۰ – ۳۰	۴۳/۷۵ ± ۱/۵۳	Aa	۳۳/۱۶ + ۱/۳۳	Ba	۲۸/۱۶ + ۱/۸۱	BC	۲۴/۰۸ + ۲/۴۴	Ca
	میانگین	۴۲/۵۰ ± ۰/۷۹	A	۳۰/۴۱ + ۱/۱۰	B	۲۵/۸۸ + ۱/۰۵	C	۲۲/۵۵ + ۱/۴۲	D
رطوبت خاک (درصد)	۰ – ۱۰	۲۶/۸۶ ± ۳/۵۶	Aa	۲۳/۹۵ + ۲/۹۳	Aa	۲۱/۷۴ + ۲/۳۲	Aa	۲۱/۶۶ + ۱/۸۱	Aa
	۱۰ – ۲۰	۲۹/۱۲ ± ۵/۶۸	Aa	۲۶/۶۳ + ۳/۶۶	Aa	۲۴/۷۲ + ۲/۱۶	Aa	۲۴/۸۵ + ۲/۴۶	Aa
	۲۰ – ۳۰	۲۹/۷۷ ± ۵/۰۲	Aa	۲۷/۶۴ + ۲/۳۹	Aa	۲۵/۰۳ + ۳/۶۲	Aa	۲۴/۹۵ + ۱/۸۳	Aa
	میانگین	۲۸/۵۸ ± ۲/۷۲	A	۲۶/۰۷ + ۱/۷۲	A	۲۳/۸۳ + ۱/۵۸	A	۲۳/۸۲ + ۱/۱۸	A
دمای خاک (درجه سانتی‌گراد)	۰ – ۱۰	۲۲/۳۷ ± ۰/۷۳	Ba	۳۲/۱۱ + ۱/۷۳	Aa	۳۲/۸۱ + ۱/۵۰	Aa	۳۴/۶۰ + ۱/۳۳	Aa
	۱۰ – ۲۰	۱۹/۲۰ ± ۰/۲۰	Bb	۲۷/۳۶ + ۲/۰۱	Ab	۲۷/۶۷ + ۱/۶۱	Ab	۲۹/۲۱ + ۱/۶۸	Ab
	۲۰ – ۳۰	۱۷/۸۷ ± ۱/۳۴	Bb	۲۳/۷۳ + ۰/۵۲	Ab	۲۴/۹۲ + ۰/۶۶	Ab	۲۵/۴۴ + ۱/۴۰	Ab
	میانگین	۱۹/۸۲ ± ۰/۵۹	B	۲۷/۷۳ + ۱/۰۵	A	۲۸/۴۷ + ۰/۹۲	A	۲۹/۷۵ + ۱/۰۴	A

حروف بزرگ در هر سطر نشان دهنده تفاوت معنی‌دار ($p < 0.05$) بین انواع کاربری زمین است.

حروف کوچک در هر ستون نشان دهنده تفاوت معنی‌دار ($p < 0.05$) بین اعماق خاک است.

تاثیر تغییر کاربری بر ویژگی‌های شیمیایی خاک

در مقایسه با رویشگاه شاهد (درختچه‌زار)، تغییر پوشش گیاهی موجب کاهش اکثر ویژگی‌های شیمیایی خاک شد. بیشترین کاهش کربن آلی در جوزار مشاهده شد، به‌طوری‌که مقدار آن نسبت به شاهد ۱/۳۵ واحد درصد کاهش یافت. همچنین، ذخیره کربن خاک در گراس‌لند، گندم‌زار و جوزار به‌ترتیب ۴/۵۶، ۶/۴۰ و ۱۱/۶۶مگاگرم بر هکتار کاهش نشان داد. کاهش شدید عناصر غذایی نیز مشاهده شد. به‌طوری‌که مقدار فسفر، پتاسیم و کلسیم در جوزار نسبت به درختچه‌زار به‌ترتیب ۱۹/۴۸، ۱۳۹/۱۱ و ۱۲۳/۰۶میلی‌گرم بر کیلوگرم کاهش یافت. در مقابل، نسبت C/N در جوزار با افزایش ۶/۳۰ واحدی نسبت به شاهد همراه بود (جدول ۳).

جدول ۳. ویژگی‌های شیمیایی خاک (میانگین ± اشتباه معیار) بر اساس نوع کاربری زمین

ویژگی‌های خاک	عمق (سانتی‌متر)	درختچه‌زار		گراسلند با سابقه درختچه‌زار		گندم زار با سابقه درختچه‌زار		جوزار با سابقه درختچه‌زار	
واکنش خاک pH	۰ – ۱۰	۷/۰۹ + ۰/۱۰	Aa	۶/۳۹ + ۰/۱۷	Ba	۶/۱۴ + ۰/۲۶	Ba	۶/۱۴ + ۰/۱۱	Ba
	۱۰ – ۲۰	۷/۰۹ + ۰/۰۸	Aa	۶/۵۷ + ۰/۱۹	Ba	۶/۲۹ + ۰/۲۱	Ba	۲۲+۶ + ۰/۱۲	Ba
	۲۰ – ۳۰	۷/۱۱ + ۰/۱۸	Aa	۶/۸۲ + ۰/۲۴	ABa	۶/۶۳ + ۰/۱۲	ABa	۶/۳۰ + ۰/۱۹	Ba
	میانگین	۷/۱۰ + ۰/۰۷	A	۶/۶۰ + ۰/۱۲	B	۶/۳۵ + ۰/۱۲	BC	۶/۲۲ + ۰/۰۸	C
هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر)	۰ – ۱۰	۰/۳۷ + ۰/۰۱	Aa	۰/۲۷ + ۰/۰۲	Ba	۰/۲۵ + ۰/۰۲	Ba	۰/۲۲ + ۰/۰۲	Ba
	۱۰ – ۲۰	۰/۳۸ + ۰/۰۱	Aa	۰/۳۰ + ۰/۰۲	Ba	۰/۲۸ + ۰/۰۱	Ba	۰/۲۶ + ۰/۰۳	Ba
	۲۰ – ۳۰	۰/۴۰ + ۰/۰۴	Aa	۰/۳۴ + ۰/۰۴	ABa	۰/۲۹ + ۰/۰۴	ABa	۰/۲۵ + ۰/۰۳	Ba
	میانگین	۰/۳۸ + ۰/۰۱	A	۰/۳۰ + ۰/۰۱	B	۰/۲۷ + ۰/۰۱	BC	۰/۲۴ + ۰/۰۲	C
کربن (درصد)	۰ – ۱۰	۴/۱۱ + ۰/۲۰	Aa	۲/۹۱ + ۰/۱۷	Ba	۲/۵۶ + ۰/۲۰	BCa	۲ + ۰/۲۷	Ca
	۱۰ – ۲۰	۲/۶۵ + ۰/۱۸	Ab	۲/۱۲ + ۰/۱۹	Bb	۱/۸۴ + ۰/۰۹	Bb	۱/۷۹ + ۰/۱۸	Ba
	۲۰ – ۳۰	۲/۵۶ + ۰/۳۶	Ab	۱/۹۳ + ۰/۱۹	ABb	۱/۸۳ + ۰/۱۴	ABb	۱/۴۹ + ۰/۲۵	Ba
	میانگین	۳/۱۱ + ۰/۱۹	A	۲/۳۲ + ۰/۱۲	B	۲/۰۸ + ۰/۱۰	BC	۱/۷۶ + ۰/۱۳	C
ترسیب کربن (مگاگرم بر هکتار)	۰ – ۱۰	۴۴/۴۹ + ۲/۲۷	Aa	۳۸/۶۱ + ۲/۳۳	ABa	۳۵/۴۳ + ۲/۹۹	Ba	۲۶/۹۲ + ۳/۵۳	Ca
	۱۰ – ۲۰	۳۳ + ۲/۸۱	Ab	۲۹/۶۲ + ۲/۷۲	ABb	۲۷/۳۵ + ۲/۰۴	ABb	۲۴/۷۰ + ۲/۴۲	Ba
	۲۰ – ۳۰	۳۱/۳۴ + ۳/۸۱	Ab	۲۶/۹۳ + ۲/۵۴	Ab	۲۶/۸۸ + ۲/۱۴	Ab	۲۲/۲۳ + ۳/۷۳	Aa
	میانگین	۳۶/۲۸ + ۱/۹۶	A	۳۱/۷۲ + ۱/۶۵	AB	۲۹/۸۸ + ۱/۵۱	B	۲۴/۶۲ + ۱/۸۶	C
نیتروژن کل (درصد)	۰ – ۱۰	۰/۴۱ + ۰/۰۳	Aa	۰/۲۶ + ۰/۰۲	Ba	۰/۲۱ + ۰/۰۱	Ba	۰/۲۰ + ۰/۰۱	Ba
	۱۰ – ۲۰	۰/۲۹ + ۰/۰۳	Ab	۰/۱۹ + ۰/۰۱	Bb	۰/۱۶ + ۰/۰۱	Bb	۰/۱۳ + ۰/۰۱	Bb
	۲۰ – ۳۰	۰/۲۸ + ۰/۰۲	Ab	۰/۱۸ + ۰/۰۱	Bb	۰/۱۵ + ۰/۰۰۶	BCb	۰/۱۱ + ۰/۰۲	Cb
	میانگین	۰/۳۳ + ۰/۰۲	A	۰/۲۱ + ۰/۰۱	B	۰/۱۷ + ۰/۰۰۷	BC	۰/۱۴ + ۰/۰۱	C
ترسیب نیتروژن (مگاگرم بر هکتار)	۰ – ۱۰	۴/۴۹ + ۰/۴۲	Aa	۳/۵۵ + ۰/۲۷	Ba	۲/۹۷ + ۰/۱۹	Ba	۲/۷۳ + ۰/۲۹	Ba
	۱۰ – ۲۰	۳/۶۵ + ۰/۵۱	Aa	۲/۶۶ + ۰/۱۸	Bb	۲/۴۲ + ۰/۱۸	Bb	۱/۸۹ + ۰/۲۴	Bb
	۲۰ – ۳۰	۳/۵۳ + ۰/۳۲	Aa	۲/۶۰ + ۰/۱۹	Bb	۲/۳۰ + ۰/۱۱	BCb	۱/۷۲ + ۰/۳۱	Cb
	میانگین	۳/۸۹ + ۰/۲۵	A	۲/۹۴ + ۰/۱۴	B	۲/۵۶ + ۰/۱۰	BC	۲/۱۱ + ۰/۱۷	C
نسبت کربن به نیتروژن	۰ – ۱۰	۱۰/۹۳ + ۱/۱۷	Aa	۱۱/۴۹ + ۱/۰۱	Aa	۱۲/۶۸ + ۱/۴۹	Aa	۱۱/۶۳ + ۲/۳۵	Aa
	۱۰ – ۲۰	۱۰/۷۵ + ۱/۵۶	Aa	۱۱/۴۲ + ۱/۰۹	Aa	۱۱/۸۶ + ۱/۱۹	Aa	۲۰/۴۱ + ۵/۹۲	Aa
	۲۰ – ۳۰	۹/۴۳ + ۱/۱۷	Bb	۱۰/۸۵ + ۱/۲۷	Ba	۱۱/۹۷ + ۱/۱۴	Ba	۱۷/۹۷ + ۳/۲۵	Aa
	میانگین	۱۰/۳۷ + ۰/۷۴	B	۱۱/۲۵ + ۰/۶۳	B	۱۲/۱۷ + ۰/۷۲	B	۱۶/۶۷ + ۲/۳۹	A
فسفر (میلی‌گرم برکیلوگرم)	۰ – ۱۰	۳۶/۹۳ + ۱/۲۸	Aa	۱۸/۴۰ + ۱/۲۶	Ba	۱۴/۵۸ + ۰/۹۸	Ca	۱۲/۸۷ + ۱/۰۳	Ca
	۱۰ – ۲۰	۲۹/۸۵ + ۲/۴۵	Ab	۱۵/۸۸ + ۱/۳۶	Bab	۱۲/۶۱ + ۰/۸۰	BCa	۱۱/۰۹ + ۰/۹۶	Ca
	۲۰ – ۳۰	۲۵/۵۲ + ۱/۹۳	Ab	۱۴/۷۴ + ۰/۹۱	Bb	۱۲/۴۵ + ۱/۰۳	BCa	۹/۹۱ + ۰/۹۲	Ca
	میانگین	۳۰/۷۷ + ۱/۳۵	A	۱۶/۳۴ + ۰/۷۲	B	۱۳/۲۱ + ۰/۵۵	C	۱۱/۲۹ + ۰/۵۸	C
پتاسیم (میلی‌گرم برکیلوگرم)	۰ – ۱۰	۳۸۳/۵۰ + ۱۶/۳۴	Aa	۱۹۴/۱۶ + ۱۵/۶۰	Ba	۱۷۵/۱۶ + ۱۳/۷۶	BCa	۱۴۴/۷۵ + ۱۳/۲۰	Ca
	۱۰ – ۲۰	۱۷۸/۱۶ + ۲۲/۰۳	Ab	۱۰۵/۰۸ + ۴/۸۹	Bb	۱۰۱/۵۸ + ۹/۲۶	Bb	۸۲/۷۵ + ۸/۱۲	Bb
	۲۰ – ۳۰	۱۵۲/۵۸ + ۱۷/۲۹	Ab	۹۷/۶۶ + ۴/۲۸	Bb	۹۳/۳۳ + ۲/۶۳	Bb	۶۹/۴۱ + ۷/۶۵	Bb
	میانگین	۲۳۸/۰۸ + ۲۰/۳۸	A	۱۳۲/۳۰ + ۹/۲۱	B	۱۲۳/۳۶ + ۸/۲۶	B	۹۸/۹۷ + ۷/۸۸	B
	۰ – ۱۰	۲۹۷/۵۸ + ۲۶/۴۳	Aa	۱۵۴/۷۵ + ۱۳/۰۱	Ba	۱۲۰/۰۸ + ۸/۳۵	BCa	۹۵/۷۵ + ۶/۹۴	Ca

جدول ۳. ویژگی‌های شیمیایی خاک (میانگین ± اشتباه معیار) بر اساس نوع کاربری زمین

ویژگی‌های خاک	عمق (سانتی‌متر)	درختچه‌زار		گراسلند با سابقه درختچه‌زار		گندم زار با سابقه درختچه‌زار		جوزار با سایقه درختچه‌زار	
کلسیم (میلی‌گرم برکیلوگرم)	۰ – ۱۰	۱۷۶/۲۵ + ۱۳/۵۳	Ab	۱۲۷/۴۱ + ۱۱/۴۵	Bab	۱۱۰/۱۶ + ۵/۵۷	Ba	۹۷/۸۳ + ۷/۱۶	Ba
	۱۰ – ۲۰	۱۷۸/۲۵ + ۸/۷۳	Ab	۱۱۷/۳۳ + ۳/۸۴	Bb	۱۰۸/۲۵ + ۶/۱۸	BCa	۸۹/۳۳ + ۱۰/۰۴	Ca
	۲۰ – ۳۰	۲۱۷/۳۶ + ۱۳/۸۶	A	۱۳۳/۱۶ + ۶/۳۳	B	۱۱۲/۸۳ + ۳/۹۱	BC	۹۴/۳۰ + ۴/۶۲	C
	میانگین								
آمونیوم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۰ – ۱۰	۲۴/۳۳ + ۳/۱۴	Aa	۱۲/۱۶ + ۱/۳۲	Ba	۱۲/۷۰ + ۱/۰۹	Ba	۹/۲۶ + ۰/۷۵	Ba
	۱۰ – ۲۰	۱۴/۰۸ + ۱/۲۲	Ab	۸/۷۸ + ۰/۴۳	Bb	۸/۴۳ + ۰/۴۶	Bb	۶/۹۲ + ۰/۷۴	Bb
	۲۰ – ۳۰	۹/۱۵ + ۰/۳۱	Ab	۶/۶۳ + ۰/۶۲	Bb	۶/۵۸ + ۰/۵۸	Bb	۵/۶۹ + ۰/۸۶	Bb
	میانگین								
نیترات (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۰ – ۱۰	۱۸/۲۵ + ۰/۷۱	Aa	۱۱/۰۶ + ۰/۸۹	Ba	۹/۳۹ + ۰/۳۴	BCa	۸/۲۵ + ۰/۷۸	Ca
	۱۰ – ۲۰	۱۰/۴۰ + ۰/۳۶	Ab	۷/۱۱ + ۰/۷۸	Bb	۷/۳۶ + ۰/۸۷	Bb	۵/۷۷ + ۰/۷۲	Bb
	۲۰ – ۳۰	۸/۴۹ + ۰/۷۵	Ac	۵/۱۸ + ۰/۵۶	Bb	۴/۵۰ + ۰/۳۷	Bc	۵/۲۲ + ۰/۷۰	Bb
	میانگین								
ماده آلی	۰ – ۱۰	۷/۰۹ + ۰/۳۵	Aa	۵/۰۱ + ۰/۳۰	Ba	۴/۴۱ + ۰/۳۵	BCa	۳/۴۶ + ۰/۴۷	Ca
	۱۰ – ۲۰	۴/۵۷ + ۰/۳۱	Ab	۳/۶۶ + ۰/۳۴	Bb	۳/۱۷ + ۰/۱۶	Bb	۳/۰۸ + ۰/۳۱	Ba
	۲۰ – ۳۰	۴/۴۱ + ۰/۶۲	Ab	۳/۳۳ + ۰/۳۳	ABb	۳/۱۶ + ۰/۲۴	ABb	۲/۵۷ + ۰/۴۳	Ba
	میانگین								
کربن آلی ذره‌ای (گرم بر کیلوگرم)	۰ – ۱۰	۴/۰۸ + ۰/۳۶	Aa	۱/۴۱ + ۰/۱۹	Ba	۰/۹۴ + ۰/۰۹	BCa	۰/۵۱ + ۰/۳۰	Ca
	۱۰ – ۲۰	۳/۱۲ + ۰/۳۹	Aab	۰/۹۳ + ۰/۱۸	Bab	۰/۴۶ + ۰/۰۸	Bb	۰/۳۶ + ۰/۰۹	Ba
	۲۰ – ۳۰	۲/۳۴ + ۰/۳۳	Ab	۰/۶۴ + ۰/۱۵	Bb	۰/۳۷ + ۰/۰۵	Bb	۰/۲۴ + ۰/۰۵	Ba
	میانگین								
نیتروژن آلی ذره‌ای (گرم بر کیلوگرم)	۰ – ۱۰	۰/۶۷ + ۰/۰۶	Aa	۰/۲۱ + ۰/۰۲	Ba	۰/۱۷ + ۰/۰۱	Ba	۰/۱۴ + ۰/۰۱	Ba
	۱۰ – ۲۰	۰/۳۸ + ۰/۰۷	Ab	۰/۰۶ + ۰/۰۱	Bb	۰/۰۵ + ۰/۰۰۷	Bb	۰/۰۵ + ۰/۰۰۷	Bb
	۲۰ – ۳۰	۰/۳۶ + ۰/۰۷	Ab	۰/۰۵ + ۰/۰۱	Bb	۰/۰۳ + ۰/۰۰۵	Bb	۰/۰۲ + ۰/۰۰۶	Bb
	میانگین								
نسبت کربن به نیتروژن آلی ذره‌ای	۰ – ۱۰	۶/۷۲ + ۰/۷۹	Aa	۷/۲۶ + ۰/۹۸	Aa	۶/۶۰ + ۱/۲۸	Aa	۵/۹۳ + ۳/۵۰	Aa
	۱۰ – ۲۰	۱۲/۳۶ + ۳/۴۹	ABa	۳۵/۷۵ + ۱۶	Aa	۹/۵۲ + ۲/۰۱	Ba	۸/۶۲ + ۲/۵۱	Ba
	۲۰ – ۳۰	۱۱/۲۶ + ۲/۹۷	Aa	۲۰/۹۵ + ۴/۳۶	Aa	۱۰/۸۱ + ۱/۵۰	Aa	۱۲/۶۲ + ۴/۲۴	Aa
	میانگین								
کربن آلی محلول (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۰ – ۱۰	۷۶/۰۱ + ۴/۸۲	Aa	۳۶/۵۱ + ۲/۲۱	Ba	۲۲/۱۸ + ۱/۴۴	Ca	۲۰/۰۵ + ۲/۰۷	Ca
	۱۰ – ۲۰	۵۳/۹۸ + ۵/۹۷	Ab	۱۵/۰۲ + ۲/۳۲	Bb	۱۰/۶۰ + ۱/۴۸	Bb	۹/۵۸ + ۱/۱۹	Bb
	۲۰ – ۳۰	۴۲/۲۱ + ۵/۵۶	Ab	۱۰/۸۵ + ۰/۵۳	Bb	۸/۲۴ + ۰/۳۷	Bb	۶/۰۳ + ۰/۹۰	Bb
	میانگین								
نیتروژن آلی محلول (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۰ – ۱۰	۴۲/۶۷ + ۸/۳۶	Aa	۱۴/۵۹ + ۲/۱۹	Ba	۱۱/۹۴ + ۱/۳۷	Ba	۸/۲۰ + ۰/۷۸	Ba
	۱۰ – ۲۰	۲۶/۴۵ + ۲/۷۳	Ab	۸/۸۵ + ۰/۴۶	Bb	۷/۷۸ + ۰/۵۳	Bb	۵/۵۹ + ۰/۶۷	Bb
	۲۰ – ۳۰	۱۹/۱۷ + ۱/۲۴	Ab	۷/۳۹ + ۰/۶۲	Bb	۶/۷۱ + ۰/۵۹	BCb	۴/۷۸ + ۰/۵۷	Cb
	میانگین								
نسبت کربن به نیتروژن آلی محلول	۰ – ۱۰	۲/۵۷ + ۰/۴۴	Aa	۲/۸۱ + ۰/۲۶	Aa	۲/۱۸ + ۰/۳۳	Aa	۲/۷۵ + ۰/۴۲	Aa
	۱۰ – ۲۰	۲/۳۴ + ۰/۳۷	Aa	۱/۸۲ + ۰/۳۴	Ab	۱/۴۱ + ۰/۱۸	Ab	۲/۰۵ + ۰/۳۵	Aab
	۲۰ – ۳۰	۲/۴۰ + ۰/۳۸	Aa	۱/۶۵ + ۰/۲۰	ABb	۱/۳۹ + ۰/۱۸	Bb	۱/۵۰ + ۰/۲۶	Bb
	میانگین								

حروف بزرگ در هر سطر نشان دهنده تفاوت معنی‌دار ($p < 0.05$) بین انواع کاربری زمین است.

حروف کوچک در هر ستون نشان دهنده تفاوت معنی‌دار ($p < 0.05$) بین اعماق خاک است.

تاثیر تغییر کاربری بر ویژگی‌های زیستی خاک

بیشترین مقادیر فراوانی و زیتوده تمامی گروه‌های اکولوژیکی کرم‌های خاکی در رویشگاه درختچه‌زار مشاهده شد و با تبدیل این رویشگاه

به علفزار، گندم‌زار و جوزار به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. این کاهش در گروه‌های اپی‌ژئیک و آنسئیک شدیدتر بود. به‌طوریکه فراوانی این گروه‌ها در لایه‌های زیرین خاک‌های اراضی زراعی به صفر رسید. در مقابل، کرم‌های اندوژئیک در تمامی اعماق حضور داشتند و بیشترین مقادیر آن‌ها در عمق ۲۰-۳۰ سانتی‌متری مشاهده شد. بیشترین فراوانی نماتدها، پروتوزوئر، باکتری‌ها و قارچ‌ها در درختچه‌زار و کمترین مقادیر در جوزار مشاهده شد. به‌طور متوسط، تراکم این موجودات در درختچه‌زار به‌ترتیب حدود ۲ تا ۳، ۳ تا ۴ و ۴ تا ۵ برابر بیشتر از علفزار، گندم‌زار و جوزار بود. فعالیت آنزیم‌های خاک نیز کاهش چشمگیری نشان داد، به‌طوری‌که فعالیت آریل‌سولفاتاز در جوزار نسبت به شاهد ۵۰/۱۱۸ واحد کاهش یافت. در مقایسه با درختچه‌زار، تنفس پایه خاک در گراس‌لند، گندم‌زار و جوزار به‌ترتیب ۴۳/۸، ۵۹/۴ و ۵۹/۴ درصد کاهش یافت، در حالی‌که تنفس میکروبی برانگیخته به‌ترتیب ۴۴/۵، ۵۹/۹ و ۶۱/۸ درصد کاهش نشان داد. همچنین، کربن زی‌توده میکروبی در اثر تبدیل درختچه‌زار به گراس‌لند، گندم‌زار و جوزار به‌ترتیب ۶۱/۶، ۷۰/۵ و ۷۷/۶ درصد کاهش یافت. افزون بر این، مقادیر این شاخص‌ها با افزایش عمق خاک به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. در مقابل، شاخص‌های qCO_2 و CAI در جوزار بیشترین مقادیر را داشتند و به‌طور میانگین حدود ۴ برابر بیشتر از درختچه‌زار بودند (جدول۴).

جدول ۴. ویژگی‌های زیستی خاک (میانگین ± اشتباه معیار) بر اساس نوع کاربری زمین

ویژگی‌های خاک	عمق (سانتی‌متر)	درختچه‌زار		گراسلند با سابقه درختچه‌زار		گندم زار با سابقه درختچه‌زار		جوزار با سایقه درختچه‌زار	
فراوانی اپی‌ژئیک ($n\ m^{-2}$)	۰ – ۱۰	۱/۰۸ + ۰/۱۹	Aa	۰/۴۱ + ۰/۱۴	Ba	۰/۰۸ + ۰/۰۸	Ba	۰/۰۸ + ۰/۰۸	Ba
	۱۰ – ۲۰	۰/۰۰ + ۰/۰۰	b	۰/۰۰ + ۰/۰۰	b	۰/۰۰ + ۰/۰۰	a	۰/۰۰ + ۰/۰۰	a
	۲۰ – ۳۰	۰/۰۰ + ۰/۰۰	b	۰/۰۰ + ۰/۰۰	b	۰/۰۰ + ۰/۰۰	a	۰/۰۰ + ۰/۰۰	a
	میانگین	۰/۳۶ + ۰/۱۰	A	۰/۱۳ + ۰/۰۵	B	۰/۰۲ + ۰/۰۲	B	۰/۰۲ + ۰/۰۲	B
زی‌توده اپی‌ژئیک ($mg\ m^{-2}$)	۰ – ۱۰	۱۳/۶۸ + ۲/۲۴	Aa	۳/۶۹ + ۱/۳۲	Ba	۱/۰۶ + ۱/۰۶	Ba	۰/۷۹ + ۰/۷۹	Ba
	۱۰ – ۲۰	۰/۰۰ + ۰/۰۰	b	۰/۰۰ + ۰/۰۰	b	۰/۰۰ + ۰/۰۰	a	۰/۰۰ + ۰/۰۰	a
	۲۰ – ۳۰	۰/۰۰ + ۰/۰۰	b	۰/۰۰ + ۰/۰۰	b	۰/۰۰ + ۰/۰۰	a	۰/۰۰ + ۰/۰۰	a
	میانگین	۴/۵۶ + ۱/۳۱	A	۱/۲۳ + ۰/۵۲	B	۰/۳۵ + ۰/۳۵	B	۰/۲۶ + ۰/۲۶	B
فراوانی آنسئیک ($n\ m^{-2}$)	۰ – ۱۰	۰/۸۳ + ۰/۲۰	Aab	۰/۱۶ + ۰/۱۱	Ba	۰/۱۶ + ۰/۱۱	Bab	۰/۱۶ + ۰/۱۱	Ba
	۱۰ – ۲۰	۱/۵۸ + ۰/۵۱	Aa	۰/۴۱ + ۰/۲۲	Ba	۰/۳۳ + ۰/۱۴	Ba	۰/۲۵ + ۰/۱۳	Ba
	۲۰ – ۳۰	۰/۳۳ + ۰/۱۴	Ab	۰/۱۶ + ۰/۱۱	ABa	۰/۰۰ + ۰/۰۰	Bb	۰/۰۰ + ۰/۰۰	Ba
	میانگین	۰/۹۱ + ۰/۲۰	A	۰/۲۵ + ۰/۰۹	B	۰/۱۶ + ۰/۰۶	B	۰/۱۳ + ۰/۰۵	B
زی‌توده آنسئیک ($mg\ m^{-2}$)	۰ – ۱۰	۷/۳۴ + ۲/۰۶	Aab	۰/۹۱ + ۰/۶۷	Ba	۰/۵۰ + ۰/۳۵	Bb	۰/۳۸ + ۰/۲۶	Ba
	۱۰ – ۲۰	۱۳/۶۰ + ۳/۷۳	Aa	۴/۳۱ + ۲/۳۹	Ba	۴/۲۱ + ۱/۹۳	Ba	۱/۰۴ + ۰/۵۵	Ba
	۲۰ – ۳۰	۵/۱۰ + ۲/۲۸	Ab	۱/۷۲ + ۱/۲۰	ABa	۰/۰۰ + ۰/۰۰	Bb	۰/۰۰ + ۰/۰۰	Ba
	میانگین	۸/۶۸ + ۱/۶۸	A	۲/۳۱ + ۰/۹۲	B	۱/۵۷ + ۰/۷۱	B	۰/۴۷ + ۰/۲۱	B
فراوانی اندوژئیک ($n\ m^{-2}$)	۰ – ۱۰	۰/۵۰ + ۰/۲۳	Ac	۰/۰۸ + ۰/۰۸	Ab	۰/۱۶ + ۰/۱۱	Aa	۰/۱۶ + ۰/۱۱	Aa
	۱۰ – ۲۰	۲/۴۱ + ۰/۴۸	Ab	۰/۵۸ + ۰/۲۲	Bab	۰/۷۵ + ۰/۲۵	Ba	۰/۴۱ + ۰/۱۴	Ba
	۲۰ – ۳۰	۳/۸۳ + ۰/۲۹	Aa	۱/۵۰ + ۰/۵۱	Ba	۰/۹۱ + ۰/۳۷	Ba	۰/۵۸ + ۰/۲۵	Ba
	میانگین	۲/۲۵ + ۰/۳۰	A	۰/۷۲ + ۰/۲۰	B	۰/۶۱ + ۰/۱۶	B	۰/۳۸ + ۰/۱۰	B
فراوانی کنه خاکزی ($n\ m^{-2}$)	۰ – ۱۰	۷۹۸۷۶/۰۸ + ۴۸۳۵/۳۸	Aa	+ ۲۸۸۳/۴۹ ۲۸۸۸۷/۱۶	Ba	۱۷۳۱۲/۵ + ۵۷۸/۶۲	Ca	۱۳۴۱۴/۶۶ + ۱۷۲۶/۱۵	Ca
	۱۰ – ۲۰	۳۴۲۳۵/۰۸ + ۳۵۰۳/۲۲	Ab	+ ۱۵۸۸/۱۶ ۱۴۷۹۰/۷۵	Bb	۱۲۳۰۳/۹۱ + ۳۶۲/۸۲	Bb	۱۱۱۸۹ + ۲۱۱۲/۴۹	Ba
	۲۰ – ۳۰	۱۱۸۳۵/۲۵ + ۹۱۴/۶۲	Ac	۸۰۹۴/۸۳ + ۸۴۴/۱۴	Bc	۵۸۰۲/۴۱ + ۱۲۹۰/۱۷	ABc	۵۵۵۶/۸۳ + ۳۶۱۴/۶۱	Aa
	میانگین	۴۱۹۸۲/۱۳ + ۵۱۶۹/۶۸	A	+ ۱۸۳۱/۸۱ ۱۷۲۵۷/۵۸	B	۱۱۸۰۶/۲۷ + ۹۲۶/۰۹	B	۱۰۰۵۳/۵۰ + ۱۵۶۸/۷۱	B
فراوانی پادمان خاکزی ($n\ m^{-2}$)	۰ – ۱۰	۵۳۱۴۰/۹۱ + ۳۱۳۲/۸۸	Aa	+ ۳۰۰۹/۶۹ ۲۶۷۹۹/۴۱	Ba	+ ۱۲۱۶/۹۲ ۲۰۲۵۸/۹۱	BCa	۱۳۵۶۹/۶۶ + ۲۵۱۶/۳۲	Ca
	۱۰ – ۲۰	۳۰۸۴۶/۵۰ + ۲۷۶۳/۵۰	Ab	+ ۱۳۶۶/۵۰ ۱۲۹۵۴/۱۶	Bb	۱۰۶۸۴/۹۱ + ۴۶۸/۲۹	Bb	۷۲۵۴/۶۶ + ۲۳۴۹/۱۰	Bb
	۲۰ – ۳۰	۴۴۹۶/۴۱ + ۸۷۱/۸۶	Ac	۲۱۰۷/۹۱ + ۵۵۶/۰۶	Bc	۱۸۸۶ + ۴۶۰/۷۴	Bc	۱۷۳۷/۵۸ + ۸۴۳/۱۵	Bb
	میانگین	۲۹۴۹۴/۶۱ + ۳۶۳۳/۴۶	A	+ ۲۰۲۳/۴۷	B	+ ۱۳۴۴/۹۰	B	۷۵۲۰/۶۳ + ۱۴۰۸/۴۰	B

جدول ۴. ویژگی‌های زیستی خاک (میانگین ± اشتباه معیار) بر اساس نوع کاربری زمین

ویژگی‌های خاک	عمق (سانتی‌متر)	درختچه‌زار		گراسلند با سابقه درختچه‌زار		گندم زار با سابقه درختچه‌زار		جوزار با سایقه درختچه‌زار	
				۱۳۹۵۳/۸۳		۱۰۹۴۳/۲۷			
نماتد کل خاکزی (in 100 gr soil)	۰ – ۱۰	۵۸۸ + ۴۹/۴۰	Aa	۲۰۹/۴۱ + ۲۹/۱۰	Ba	۱۶۸/۴۱ + ۲۱/۸۶	BCa	۱۰۹/۷۵ + ۱۴/۹۷	Ca
	۱۰ – ۲۰	۳۲۶/۹۱ + ۴۶/۳۵	Ab	۱۰۷/۵۰ + ۹/۹۳	Bb	۱۰۲ + ۱۰/۳۵	Bb	۷۳/۳۳ + ۱۴/۰۵	Bb
	۲۰ – ۳۰	۱۲۷/۷۵ + ۱۷/۴۱	Ac	۵۹/۰۸ + ۳/۸۹	Bb	۴۳/۶۶ + ۳/۷۰	Bc	۴۲/۳۳ + ۷/۰۶	Bb
	میانگین	۳۴۷/۵۵ + ۳۹/۰۸	A	۱۲۵/۳۳ + ۱۴/۵۸	B	۱۰۴/۶۹ + ۱۱/۷۰	B	۷۵/۱۳ + ۸/۴۳	B
فراوانی پروتوزوئر خاکزی (in 100 gr soil)	۰ – ۱۰	۵۷۹/۱۶ + ۷۴/۱۵	Aa	۲۹۶/۵۰ + ۳۳/۴۰	Ba	۲۰۸/۷۵ + ۲۳/۰۶	BCa	۱۴۱/۲۵ + ۲۵/۳۹	Ca
	۱۰ – ۲۰	۳۸۶/۱۶ + ۵۱/۵۸	Ab	۱۶۶/۶۶ + ۲۷/۳۷	Bb	۱۲۵/۵۰ + ۱۹/۵۵	Bb	۹۹/۵۰ + ۰۲۲/۰۱	Bab
	۲۰ – ۳۰	۱۱۱/۸۳ + ۷/۷۱	Ac	۸۴/۰۸ + ۹/۸۸	Bc	۶۰/۰۸ + ۱۴/۶۶	Bc	۵۷/۶۶ + ۱۷/۳۶	Bb
	میانگین	۳۵۹/۰۵ + ۴۳/۷۲	A	۱۸۲/۴۱ + ۲۰/۵۹	B	۱۳۱/۴۴ + ۱۴/۹۷	BC	۹۹/۴۷ + ۱۳/۵۳	C
تنفس پایه (mg co2 g-1 day-1)	۰ – ۱۰	۰/۵۲ + ۰/۰۳	Aa	۰/۳۰ + ۰/۰۳	Ba	۰/۲۲ + ۰/۰۲	Ba	۰/۲۱ + ۰/۰۳	Ba
	۱۰ – ۲۰	۰/۲۵ + ۰/۰۴	Ab	۰/۱۲ + ۰/۰۱	Bb	۰/۱۱ + ۰/۰۱	Bb	۰/۱۱ + ۰/۰۳	Bb
	۲۰ – ۳۰	۰/۲۱ + ۰/۰۲	Ab	۰/۱۱ + ۰/۰۱	Bb	۰/۰۸ + ۰/۰۱	BCb	۰/۰۵ + ۰/۰۱	Cb
	میانگین	۰/۳۲ + ۰/۰۳	A	۰/۱۸ + ۰/۰۲	B	۰/۱۳ + ۰/۰۱	B	۰/۱۳ + ۰/۰۱	B
تنفس میکروبی برانگیخته (mg co2 g-1 day-1)	۰ – ۱۰	۱/۴۶ + ۰/۰۸	Aa	۱/۰۲ + ۰/۰۹	Ba	۰/۸۵ + ۰/۰۸	Ba	۰/۸۴ + ۰/۱۶	Ba
	۱۰ – ۲۰	۰/۹۹ + ۰/۱۵	Ab	۰/۴۸ + ۰/۱۰	Bb	۰/۳۱ + ۰/۰۷	Bb	۰/۱۸ + ۰/۰۹	Bb
	۲۰ – ۳۰	۰/۸۴ + ۰/۱۵	Ab	۰/۳۱ + ۰/۰۳	Bb	۰/۱۶ + ۰/۰۰۹	Bb	۰/۲۲ + ۰/۰۷	Bb
	میانگین	۱/۱۰ + ۰/۰۸	A	۰/۶۱ + ۰/۰۶	B	۰/۴۴ + ۰/۰۶	B	۰/۴۲ + ۰/۰۸	B
کربن زی‌توده میکروبی (mg kg-1)	۰ – ۱۰	۵۴۰ + ۴۰/۴۸	Aa	۲۱۶/۵۰ + ۲۷/۰۳	Ba	۱۸۹/۴۱ + ۲۷/۰۴	Ba	۱۶۶/۹۲ + ۱۵/۳۶	Ba
	۱۰ – ۲۰	۳۵۹/۸۳ + ۵۹/۴۶	Ab	۱۲۰/۰۸ + ۱۹/۸۸	Bb	۸۶/۵۰ + ۶/۷۸	Bb	۵۷/۶۳ + ۱۰/۵۶	Bb
	۲۰ – ۳۰	۲۸۰/۷۵ + ۳۶/۵۰	Ab	۱۱۷/۸۳ + ۹/۹۲	Bb	۷۲/۶۶ + ۴/۴۱	BCb	۴۱/۴۳ + ۶/۵۶	Cb
	میانگین	۳۹۳/۵۲ + ۳۱/۹۰	A	۱۵۱/۴۷ + ۱۳/۷۳	B	۱۱۶/۱۹ + ۱۲/۶۸	BC	۸۸/۶۶ + ۱۱/۳۸	C
نسبت زی‌توده میکروبی فسفر به فسفرکل	۰ – ۱۰	۲/۰۹ + ۰/۱۳	Aa	۰/۹۶ + ۰/۱۸	Ba	۱/۰۹ + ۰/۲۰	Ba	۱/۱۹ + ۰/۱۶	Ba
	۱۰ – ۲۰	۱/۷۵ + ۰/۳۱	Aab	۰/۹۷ + ۰/۱۵	Ba	۰/۸۶ + ۰/۰۸	Bab	۰/۷۶ + ۰/۱۰	Bb
	۲۰ – ۳۰	۱/۳۱ + ۰/۲۶	Ab	۰/۸۹ + ۰/۰۸	Ba	۰/۶۸ + ۰/۰۵	Bb	۰/۷۶ + ۰/۱۰	Bb
	میانگین	۱/۷۲ + ۰/۱۵	A	۰/۹۴ + ۰/۰۸	B	۰/۸۸ + ۰/۰۸	B	۰/۹۰ + ۰/۰۷	B
نسبت زی‌توده میکروبی کربن به زی‌توده میکروبی	۰ – ۱۰	۹/۷۳ + ۰/۸۳	Aa	۱۱/۲۱ + ۱/۶۱	Aa	۱۰/۹۶ + ۱/۰۱	Aa	۱۱/۲۲ + ۱/۰۹	Aa
	۱۰ – ۲۰	۸/۳۴ + ۱/۲۳	Aa	۹/۳۸ + ۲/۲۰	Aa	۱۰/۱۲ + ۰/۹۰	Aa	۱۱/۰۵ + ۲/۸۰	Aa
	۲۰ – ۳۰	۸/۱۸ + ۱/۴۲	Aa	۹/۸۲ + ۱/۲۹	Aa	۹/۳۵ + ۰/۷۱	Aa	۸/۳۶ + ۱/۱۸	Aa
	میانگین	۸/۷۵ + ۰/۶۷	A	۱۰/۱۳ + ۰/۹۸	A	۱۰/۱۴ + ۰/۵۰	A	۱۰/۲۱ + ۱/۰۷	A
نسبت زی‌توده میکروبی کربن به زی‌توده میکروبی فسفر	۰ – ۱۰	۷/۴۵ + ۰/۸۴	Ba	۱۵/۰۹ + ۲/۲۰	Aa	۱۴/۴۶ + ۱/۸۲	Aa	۱۳/۸۷ + ۲/۲۸	Aa
	۱۰ – ۲۰	۹/۴۵ + ۲/۴۹	Aa	۱۰/۸۱ + ۲/۴۵	Aa	۹/۶۶ + ۲/۰۷	Aa	۷/۲۸ + ۱/۰۴	Ab
	۲۰ – ۳۰	۱۱/۸۴ + ۲/۴۶	Aa	۹/۷۵ + ۰/۹۳	ABa	۹/۶۰ + ۱/۰۷	ABa	۶/۸۰ + ۱/۰۲	Bb
	میانگین	۹/۵۸ + ۱/۲۰	A	۱۱/۸۸ + ۱/۱۷	A	۱۱/۲۴ + ۱/۰۳	A	۹/۳۲ + ۱/۰۳	A
نسبت زی‌توده میکروبی نیتروژن به زی‌توده میکروبی فسفر	۰ – ۱۰	۰/۷۹ + ۰/۰۷	Bb	۱/۵۶ + ۰/۲۷	Aa	۱/۵۰ + ۰/۲۷	ABa	۱/۳۳ + ۰/۲۶	ABa
	۱۰ – ۲۰	۱/۱۳ + ۰/۱۹	Aab	۱/۳۲ + ۰/۲۵	Aa	۰/۹۲ + ۰/۱۲	Ab	۱/۲۶ + ۰/۳۹	Aa
	۲۰ – ۳۰	۱/۵۰ + ۰/۲۲	Aa	۱/۱۰ + ۰/۱۳	ABa	۱/۰۳ + ۰/۰۹	Bab	۰/۸۵ + ۰/۱۳	Ba
	میانگین	۱/۱۴ + ۰/۱۰	A	۱/۳۳ + ۰/۱۳	A	۱/۱۵ + ۰/۱۱	A	۱/۱۵ + ۰/۱۶	A
ضریب متابولیکی	۰ – ۱۰	۱/۰۴ + ۰/۱۴	Aa	۱/۶۱ + ۰/۲۱	Aa	۱/۵۳ + ۰/۲۴	Aa	۱/۶۲ + ۰/۴۸	Aa
	۱۰ – ۲۰	۰/۷۹ + ۰/۱۱	Ba	۱/۲۳ + ۰/۱۶	Bab	۱/۴۱ + ۰/۲۵	Ba	۴/۳۷ + ۱/۴۷	Aa
	۲۰ – ۳۰	۰/۸۹ + ۰/۱۲	Aa	۰/۹۷ + ۰/۱۵	ABb	۱/۲۶ + ۰/۲۲	Ba	۱/۹۷ + ۰/۵۸	Ba
	میانگین	۰/۹۱ + ۰/۰۷	B	۱/۲۷ + ۰/۱۰	B	۱/۴۰ + ۰/۱۳	B	۲/۶۵ + ۰/۵۷	A
سهم میکروبی	۰ – ۱۰	۱۳۳/۳۶ + ۱۰/۴۵	Aa	۷۶/۲۳ + ۹/۰۴	Ba	۷۹/۲۰ + ۱۲	Ba	۹۹ + ۱۵/۵۹	Ba
	۱۰ – ۲۰	۱۳۸/۵۲ + ۲۲/۷۸	Aa	۶۲/۳۰ + ۱۰/۷۶	Ba	۴۸/۶۷ + ۴/۷۱	Bb	۳۹/۰۲ + ۸/۷۷	Bb
	۲۰ – ۳۰	۱۲۲/۲۰ + ۱۸/۰۳	Aa	۷۱/۴۰ + ۱۱/۱۴	Ba	۴۲/۷۱ + ۴/۵۷	Bb	۳۹/۲۳ + ۹/۸۸	Bb
	میانگین	۱۳۱/۳۶ + ۱۰/۰۶	A	۶۹/۹۸ + ۵/۸۸	B	۵۶/۸۶ + ۵/۱۸	B	۵۹/۰۸ + ۸/۱۵	B
قابلیت دسترسی کربن	۰ – ۱۰	۰/۳۶ + ۰/۰۲	Aa	۰/۳۶ + ۰/۰۹	Aa	۰/۳۹ + ۰/۱۴	Aa	۰/۵۱ + ۰/۱۷	Ab
	۱۰ – ۲۰	۰/۳۵ + ۰/۱۲	Aa	۰/۷۸ + ۰/۳۵	Aa	۰/۵۲ + ۰/۰۹	Aa	۳/۳۰ + ۱/۳۴	Ba

جدول ۴. ویژگی‌های زیستی خاک (میانگین ± اشتباه معیار) بر اساس نوع کاربری زمین

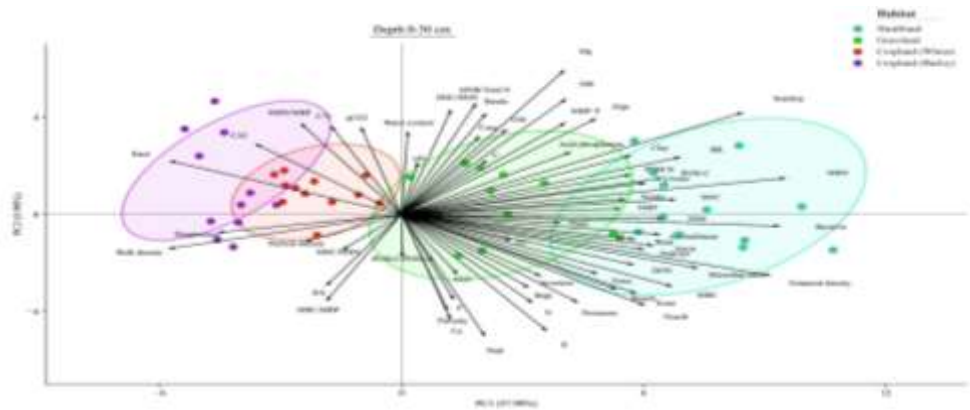
ویژگی‌های خاک	عمق (سانتی‌متر)	درختچه‌زار		گراسلند با سابقه درختچه‌زار		گندم زار با سابقه درختچه‌زار		جوزار با سایقه درختچه‌زار	
	۲۰ – ۳۰	۰/۴۰ + ۰/۰۹	Aa	۰/۳۸ + ۰/۰۷	Aa	۰/۵۱ + ۰/۰۷	Aa	۰/۵۹ + ۰/۲۰	Ab
	میانگین	۰/۳۷ + ۰/۰۵	B	۰/۵۱ + ۰/۱۲	B	۰/۴۸ + ۰/۰۶	B	۱/۴۷ + ۰/۴۹	A
	۰ – ۱۰	۲۸/۹۵ + ۳/۲۰	Aa	۱۶/۲۸ + ۱/۵۲	Ba	۱۲/۱۶ + ۰/۶۷	BCa	۸/۶۳ + ۰/۸۸	Ca
آنزیم اوره‌آز	۱۰ – ۲۰	۲۰/۳۴ + ۲/۳۲	Ab	۱۰/۹۹ + ۰/۸۷	Bb	۸/۹۸ + ۰/۴۱	Bb	۷/۹۲ + ۰/۴۲	Ba
(µg NH4+–N g−1 2 h−1)	۲۰ – ۳۰	۱۳/۸۳ + ۱/۳۱	Ab	۷/۹۲ + ۰/۴۳	Bc	۶/۳۱ + ۰/۶۳	BCc	۵/۲۰ + ۰/۵۰	Cb
	میانگین	۲۱/۰۴ + ۱/۷۰	A	۱۱/۷۳ + ۰/۸۲	B	۹/۱۵ + ۰/۵۲	BC	۷/۲۵ + ۰/۴۳	C
	۰ – ۱۰	۵۲۳/۱۶ + ۸۰/۳۰	Aa	۲۱۸/۵۰ + ۴۲/۰۹	Ba	۲۱۸/۲۵ + ۲۴/۷۸	Ba	۱۳۴/۱۶ + ۱۴/۲۶	Ba
آنزیم اسید فسفاتاز	۱۰ – ۲۰	۳۹۱/۵۸ + ۵۰/۱۵	Aa	۱۲۱/۴۱ + ۱۵/۲۷	Bb	۱۱۴/۹۱ + ۱۰/۳۸	Bb	۹۸/۰۸ + ۱۰/۳۰	Bb
(µg PNP g−1 h−1)	۲۰ – ۳۰	۲۲۰/۵۸ + ۲۸/۶۸	Ab	۸۷/۷۵ + ۶/۷۸	Bb	۶۹/۶۶ + ۵/۳۲	Bb	۵۴/۱۶ + ۴/۵۵	Bc
	میانگین	۳۷۸/۴۴ + ۳۸/۲۵	A	۱۴۲/۵۵ + ۱۷/۳۹	B	۱۳۴/۲۷ + ۱۳/۷۵	B	۹۵/۴۷ + ۸/۰۷	B
	۰ – ۱۰	۲۱۱/۵۸ + ۱۸/۰۴	Aa	۸۶/۱۶ + ۴/۹۹	Ba	۷۹/۳۳ + ۵/۱۱	Ba	۳۸/۹۱ + ۴/۷۳	Ca
آنزیم آریل سولفاتاز	۱۰ – ۲۰	۱۳۱/۱۶ + ۱۰/۳۶	Ab	۷۵/۸۳ + ۴/۴۱	Bab	۶۵/۴۱ + ۶/۳۶	Ba	۲۸/۷۵ + ۲/۶۲	Cb
(µg PNP g−1 h−1)	۲۰ – ۳۰	۹۸/۵۰ + ۹/۶۳	Ab	۶۵/۸۳ + ۶/۰۴	Bb	۴۲/۴۱ + ۵/۶۰	Cb	۱۸/۰۸ + ۲/۴۹	Dc
	میانگین	۱۴۷/۰۸ + ۱۰/۹۳	A	۷۵/۹۴ + ۳/۲۳	B	۶۲/۳۸ + ۴/۱۱	B	۲۸/۵۸ + ۲/۴۰	C
	۰ – ۱۰	۲۰۸/۴۱ + ۲۴/۶۹	Aa	۱۱۹ + ۱۲/۶۰	Ba	۸۴/۹۱ + ۳/۱۸	BCa	۵۲ + ۶/۸۸	Ca
آنزیم اینورتاز	۱۰ – ۲۰	۱۳۵/۷۵ + ۱۵/۰۴	Ab	۷۶/۴۱ + ۲/۷۳	Bb	۶۸/۱۶ + ۴/۶۵	Bb	۳۸/۰۸ + ۶	Cab
(µg Glucose g−1 3 h−1)	۲۰ – ۳۰	۹۶/۹۱ + ۱۱/۶۷	Ab	۶۵/۴۱ + ۶/۷۱	Bb	۵۰/۳۳ + ۴/۶۳	Bc	۲۸ + ۴/۷۰	Cb
	میانگین	۱۴۷/۰۲ + ۱۲/۷۶	A	۸۶/۹۴ + ۶/۱۱	B	۶۷/۸۰ + ۳/۳۵	B	۳۹/۳۶ + ۳/۷۱	C

حروف بزرگ در هر سطر نشان دهنده تفاوت معنی‌دار ($p < 0.05$) بین انواع کاربری زمین است.

حروف کوچک در هر ستون نشان دهنده تفاوت معنی‌دار ($p < 0.05$) بین اعماق خاک است.

ارتباط بین تخریب پوشش گیاهی و ویژگی‌های خاک

پراکنش نمونه‌ها در فضای PCA تفاوت مشخصی بین رویشگاه‌ها نشان داد. درختچه‌زار در سمت مثبت محور اول و در ارتباط با ویژگی‌های حاصلخیزی و فعالیت زیستی خاک قرار گرفت، درحالی‌که گراس‌لند، گندم‌زار و جوزار در جهت مخالف این محور پراکنده شدند که بیانگر تغییر ویژگی‌های خاک در اثر تغییر پوشش گیاهی است. مؤلفه اول عمدتاً تحت تأثیر ویژگی‌های شیمیایی و زیستی خاک بود، درحالی‌که مؤلفه دوم بیشتر با ویژگی‌های فیزیکی مرتبط بود.الگوی پراکنش متغیرها نشان داد ویژگی‌های مرتبط با چرخه عناصر غذایی و فعالیت زیستی، ارتباط بیشتری با درختچه‌زار دارند، درحالی‌که تبدیل پوشش طبیعی به کاربری‌های زراعی، به‌ویژه جوزار، با کاهش هم‌زمان بسیاری از این شاخص‌ها همراه بود. فاصله بیشتر نمونه‌های جوزار از درختچه‌زار در فضای PCA نیز بیانگر بیشترین تغییر در مجموعه ویژگی‌های خاک در این رویشگاه بود. به‌طور کلی، نتایج PCA نشان داد تغییر پوشش طبیعی به کاربری‌های انسانی، جهت‌گیری کلی ویژگی‌های خاک را تغییر داده و بیشترین اثر آن بر مؤلفه‌های مرتبط با فعالیت زیستی و چرخه عناصر غذایی مشاهده شد.



شکل ۲. ارتباط پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه: درختچه‌زار، علفزار گندم‌زار و جوزار با ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک در آنالیز مؤلفه‌های اصلی

بحث

تخریب پوشش گیاهی طبیعی و تبدیل آن به علفزار و اراضی زراعی، با کاهش ورودی ماده آلی به خاک آغاز می‌شود و زنجیره‌ای از تغییرات را در ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک به‌دنبال دارد. اگرچه بافت خاک به‌طور معمول در شمار ویژگی‌های نسبتاً پایدار خاک طبقه‌بندی می‌شود (Wen-Jie et al., 2011)، با این حال، نتایج مطالعه Meyfroidt et al, (2013) بیانگر آن است که مؤلفه‌های بافت خاک (شامل رس، سیلت و شن) در مقیاس‌های زمانی طولانی‌مدت، تحت تأثیر فرآیندهای تکاملی خاک و همچنین توالی‌های پوشش گیاهی دچار تغییرات معنی‌داری می‌شوند موضوعی که با یافته‌های تحقیق حاضر نیز مطابقت دارد. به‌طوریکه مطابق با یافته‌های پژوهش حاضر تخریب پوشش گیاهی و تبدیل درختچه‌زار به جوزار باعث شد درصد رس خاک تقریباً به نصف کاهش یابد و در مقابل، درصد شن نزدیک به دو برابر افزایش داشت. در گام نخست، کاهش ماده آلی و آشفتگی مکانیکی ناشی از خاک‌ورزی، به فروپاشی خاکدانه‌ها و افزایش جرم مخصوص ظاهری منجر می‌شود (Horn, 2021)، در مقابل، سیستم ریشه‌ای متفاوت گونه‌های درختچه‌ای در رویشگاه درختچه‌زار، آرایش بهتر ذرات خاک و پایداری بالاتر خاکدانه‌ها را به‌همراه دارد. این تفاوت در ساختمان فیزیکی خاک، به‌نوبه‌ی خود بر ظرفیت نگهداری رطوبت و تنظیم دمای خاک نیز اثر می‌گذارد (Lombao et al., 2015). در گام بعدی، این تغییرات فیزیکی با افت عناصر غذایی و ذخایر کربن و نیتروژن همراه است. مقادیر بالاتر کربن و نیتروژن آلی محلول در رویشگاه درختچه‌زار نسبت به علفزار، گندم‌زار و جوزار، بیانگر آن است که کاهش ورود بقایای گیاهی و برداشت مداوم زیست‌توده در کاربری‌های تخریب‌یافته، کسرهای فعال و قابل‌دسترس ماده آلی خاک را کاهش داده است (Sarto et al., 2020)، کاهشی که با توجه به حساسیت بالای این شاخص‌ها به تغییر کاربری اراضی (Dungait et al., 2012)، می‌تواند نشانه‌ی اختلال در چرخه عناصر غذایی باشد. کاهش بیشتر این شاخص‌ها در عمق‌های پایین‌تر خاک نیز با محدودیت انتقال ترکیبات آلی از سطح به لایه‌های زیرین قابل توجیه است (Hafner et al., 2005).

بیشتر بودن pH خاک در رویشگاه درختچه‌زار نسبت به سایر رویشگاه‌ها را می‌توان به تجمع و حفظ بیشتر کاتیون‌های بازی (به‌ویژه کلسیم، منیزیم و پتاسیم) در اثر بازگشت مداوم بقایای گیاهی، کاهش فرسایش و محدود شدن آبشویی این عناصر نسبت داد. در مقابل، تبدیل درختچه‌زار به اراضی زراعی موجب کاهش پوشش گیاهی، افزایش فرسایش و تشدید آبشویی کاتیون‌های بازی در لایه‌های سطحی خاک شده و در نتیجه کاهش pH خاک را به دنبال داشته است (Gemada, 2021). اختلاف مقادیر EC در رویشگاه‌ها احتمالاً ناشی از تفاوت ترکیب گونه‌ای پوشش گیاهی و ویژگی‌های شیمیایی بقایای تولیدی آن‌هاست که با تأثیر بر تجزیه و آزادسازی یون‌های محلول، هدایت الکتریکی خاک را متأثر می‌سازد (Rezaei et al., 2005). از آنجا که ماده آلی مهم‌ترین مخزن کربن خاک است، حضور گونه‌های چوبی در درختچه‌زار با تأمین مداوم بقایای هوایی و زیرزمینی موجب افزایش ورودی ماده آلی و تجمع بیشتر کربن آلی شده است (Montané et al., 2010)، در مقابل، تبدیل این رویشگاه به علفزار و اراضی زراعی با محدود کردن ورود مواد آلی، ذخایر کربن خاک را کاهش داده است. برخلاف کربن، تغییرات نیتروژن علاوه بر ورودی بقایای گیاهی به فرآیندهای معدنی‌شدن و فعالیت میکروبی نیز وابسته است. بنابراین مقادیر بالاتر نیتروژن در درختچه‌زار احتمالاً ناشی از زیست‌توده و ریزاقلیم مطلوب‌تر است، درحالی‌که تبدیل آن به اراضی زراعی با اختلال در چرخه نیتروژن، کاهش معنی‌دار این عنصر را در پی داشته است (Filipović et al., 2024). نسبت بالاتر C/N در جوزار نیز به حضور ترکیبات فنلی مقاوم به تجزیه در بقایای جو نسبت داده می‌شود، درحالی‌که گونه‌های Crataegus و Berberis در درختچه‌زار با تولید بقایای باکیفیت‌تر، نسبت C/N را کاهش می‌دهند (Kooch and Ghaderi, 2023). با توجه به اینکه فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم در دامنه pH ۶٫۵ تا ۷٫۵ بیشترین قابلیت دسترسی را دارند (Chi et al., 2016)، می‌توان نتیجه گرفت که تجمع بیشتر لاشبرگ و شرایط مناسب‌تر pH در درختچه‌زار، فراهمی عناصر غذایی و حاصلخیزی خاک را نسبت به سایر رویشگاه‌ها افزایش داده است. پوشش گیاهی از طریق تعدیل ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و تأمین بقایای آلی، یکی از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر ساختار و فراوانی جوامع زیستی خاک محسوب می‌شود. بر اساس گزارش Lagerlof et al. (2002)، کرم‌های خاکی اپی‌ژئیک به‌دلیل زندگی در لایه سطحی خاک، حساسیت بیشتری نسبت به تغییرات محیطی دارند و کاهش پوشش گیاهی و ورودی بقایای آلی ناشی از تغییر کاربری اراضی می‌تواند فراوانی و زی‌توده این گروه را بیشتر تحت تأثیر قرار دهد. در مقابل، گروه‌های اندوژئیک و آنسئیک به‌دلیل استقرار در لایه‌های عمیق‌تر، کمتر متأثر می‌شوند (Lavelle, 1988). در رویشگاه درختچه‌زار، تاج‌پوشش متراکم با بهبود شرایط رطوبتی و حرارتی، محیط مناسب‌تری برای استقرار و افزایش فراوانی کرم‌های خاکی فراهم کرده است (Suthar, 2012).

فعالیت میکروارگانیسم‌ها و آنزیم‌های خاک به دلیل نقش اساسی در چرخه عناصر غذایی و حساسیت بالا به تغییر پوشش گیاهی و کاربری اراضی، از مهم‌ترین شاخص‌های زیستی ارزیابی عملکرد خاک محسوب می‌شوند. با توجه به ارتباط تنگاتنگ فعالیت‌های آنزیمی و

حاصلخیزی خاک (Wang et al., 2013)، عناصر غذایی بیشتر (کلسیم، منیزیم، پتاسیم و فسفر) در رویشگاه درختچه‌زار شرایط بهینه‌تری برای فعالیت آنزیم‌های خاک فراهم کرده است. جمعیت کنه و پادمان به‌شدت تحت تأثیر فرسایش، تخلخل و حاصلخیزی خاک قرار دارد (Chen et al., 2016)، به‌طوری‌که کاهش نیتروژن و افزایش نسبت C/N و کاهش عناصر غذایی (Salamon et al., 2004) محدودیت‌هایی برای حضور آن‌ها در علفزار و اراضی زراعی ایجاد کرده است. همچنین Erdmann et al (2012) نشان دادند جوامع کنه و پادمان به‌شدت تحت تأثیر pH خاک هستند. در همین راستا، pH پایین‌تر خاک در گندم‌زار و جوزار از عوامل اصلی کاهش جمعیت این گروه بوده است. کاهش پوشش تاجی نیز با افزایش تابش مستقیم و دمای خاک و تغییر شرایط رطوبتی، فعالیت نماتدها و پروتوزوئرها را محدود کرده و کاهش جمعیت آن‌ها را در علفزار و اراضی زراعی در پی داشته است (Liu et al., 2019). کیفیت منابع غذایی از عوامل اصلی مؤثر بر فراوانی میکروارگانیسم‌های خاک است (Eslaminejad et al., 2020). ازاین‌رو افزایش جمعیت نماتدها و پروتوزوئر در درختچه‌زار احتمالاً به فراهمی منابع غذایی بیشتر و کیفیت بالاتر لاشبرگ مرتبط است. همچنین بیشترین تراکم نماتدها در pH هفت یا بالاتر مشاهده می‌شود، درحالی‌که در pH پایین‌تر جمعیت آن‌ها کمتر است (Matute, 2013). بنابراین شرایط قلیایی‌تر خاک درختچه‌زار در افزایش فراوانی این موجودات نقش داشته است. پوشش گیاهی از طریق تأمین بقایای گیاهی و بهبود شرایط تغذیه‌ای، نقش مهمی در افزایش فعالیت جوامع میکروبی دارد (Bayranvand et al., 2017). افزایش ماده آلی خاک نیز اثر مثبتی بر فعالیت قارچ‌ها دارد (Li et al., 2014) و وجود عناصری مانند کلسیم و منیزیم می‌تواند جمعیت آن‌ها را افزایش دهد (کهراریان و همکاران، ۱۳۹۶).

رطوبت خاک از مهم‌ترین عوامل کنترل‌کننده تنفس میکروبی است (Cook and Orchard, 2008). ازاین‌رو مقادیر بالاتر تنفس در درختچه‌زار و علفزار می‌تواند ناشی از رطوبت بیشتر این اکوسیستم‌ها باشد. عناصر غذایی خاک نیز در کنترل تغییرات تنفس خاک نقش دارند (Tardy et al., 2014)، به‌طوری‌که افزایش عناصر غذایی در درختچه‌زار با تحریک فعالیت میکروبی، تنفس خاک را افزایش داده است. همسو با پژوهش حاضر، مطالعات مختلف نشان داده‌اند مقادیر زی‌توده میکروبی کربن، نیتروژن و فسفر در کاربری‌های زراعی کمتر از رویشگاه‌های طبیعی است، که عمدتاً به کاهش لاشبرگ و ماده آلی خاک نسبت داده می‌شود (Brant et al., 2006). این کاهش، افت کیفیت کربن آلی و تغییر ترکیب جوامع میکروبی را نشان می‌دهد. شاخص qCO2 به‌عنوان شاخص وضعیت اکوفیزیولوژیک میکروبی در شرایط تنش افزایش می‌یابد. حذف پوشش طبیعی و تبدیل آن به اراضی زراعی با برهم‌زدن پایداری خاک، تنش بر جوامع میکروبی و این شاخص را افزایش داده است (Ashraf et al., 2022). شاخص CAI نیز شاخص مهمی برای ارزیابی پاسخ میکروبی به تغییرات محیطی است و افزایش آن می‌تواند ناشی از کاهش تنفس تحریک‌شده یا افزایش تنفس پایه باشد (Allegrini et al., 2017). بر اساس طبقه‌بندی Gorobtsova et al. (2016)، CAI بالاتر از ۰/۵ بیانگر اختلال شدید و کاهش پایداری عملکرد میکروبی است. یافته‌های پژوهش حاضر نیز نشان داد تبدیل درختچه‌زار به علفزار و اراضی زراعی با تشدید تنش محیطی، پایداری متابولیکی جوامع میکروبی را کاهش داده و CAI را افزایش داده است.

نتیجه‌گیری کلی

خاک به‌عنوان یکی از اجزای اساسی اکوسیستم‌های زمینی، تحت تأثیر مستقیم تغییرات پوشش گیاهی و مدیریت اراضی قرار دارد. نتایج نشان داد تبدیل رویشگاه طبیعی درختچه‌زار به کاربری‌های ثانویه، موجب تغییر عملکرد کلی خاک و کاهش یکپارچگی ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی آن شده. همچنین کاربری اراضی، در مقایسه با عمق خاک، عامل اصلی کنترل‌کننده این تغییرات بوده است. پوشش طبیعی درختچه‌زار با ایجاد شرایط مناسب برای تجمع ماده آلی، چرخه عناصر غذایی و فعالیت زیستی، نقش کلیدی در پایداری عملکرد اکوسیستم خاک دارد. در مقابل، حذف این پوشش و جایگزینی آن با کاربری‌های کشاورزی، به‌ویژه جوزار، موجب اختلال هم‌زمان در فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک شده است. این یافته‌ها نشان می‌دهد کاهش پوشش گیاهی علاوه بر افت ذخایر غذایی، با کاهش فعالیت زیستی و تغییر روابط متقابل اجزای خاک، ظرفیت عملکردی اکوسیستم را نیز محدود می‌کند. بر این اساس، فرضیه اول پژوهش (کاهش کیفیت فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک در اثر تبدیل درختچه‌زار) و فرضیه دوم (تفاوت شدت اثر تخریب بین کاربری‌های جایگزین) تأیید شدند. به‌طوری‌که شدت تغییرات در اراضی زراعی بیشتر از علفزار و جوزار بیشترین فاصله را از شرایط طبیعی درختچه‌زار نشان داد، درحالی‌که گندم‌زار افت کیفیت کمتری نسبت به جوزار داشت. بنابراین، در مناطق با اقلیم مشابه (نیمه‌خشک و کوهستانی)، رویکرد مدیریتی دوگانه شامل حفاظت از پوشش‌های چوبی باقی‌مانده و احیای اراضی تخریب‌شده با استقرار کاربری‌های زراعی مناسب‌تر، راهکاری عملی برای بهبود پایداری خاک است. با توجه به هدف مطالعه، انتخاب قطعات نمونه‌برداری در مکان‌هایی با شرایط فیزیوگرافی

مشابه (ارتفاع، شیب و جهت جغرافیایی) ضروری بود که نیازمند بازدیدهای میدانی متعدد و زمان‌بر بود.

ملاحظات اخلاقی

حامی مالی

مقاله حاضر با حمایت مالی و معنوی معاونت پژوهشی دانشگاه تربیت مدرس انجام شد.
حمایت مالی از این پژوهش از طرف دانشگاه تربیت مدرس دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی در قالب سمینار دکترا، انجام شده است.

مشارکت نویسندگان

نویسندگان به طور مساوی در کلیهٔ مراحل طراحی و انجام پژوهش، گردآوری داده‌ها، تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها، تحلیل و تفسیر اطلاعات و نتایج، تهیه پیشنویس مقاله، بررسی و کنترل نتایج، اصلاح، بازبینی و نهایی‌سازی مقاله مشارکت داشتند.

اعلامیه هوش مصنوعی مولد و فناوری‌های مبتنی بر هوش مصنوعی در فرایند نگارش

نویسندگان از هیچ نوع فناوری مبنی بر هوش مصنوعی در فرآیند نگارش استفاده نکرده اند.

بیانیه دسترسی به داده‌ها

داده‌هایی پژوهش حاضر از طریق درخواست از نویسندگان قابل دسترسی است.

سپاسگزاری

از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه تربیت مدرس به خاطر حمایت مالی و همکاری در اجرای پژوهش حاضر سپاسگزاری می‌شود.

پیروی از اصول اخلاق پژوهش

نویسندگان اصول اخلاقی را در انجام و انتشار این پژوهش علمی رعایت نموده‌اند و این موضوع مورد تأیید همه آنهاست.

تعارض منافع

بنا بر اظهار نویسندگان این مقاله تعارض منافع ندارد.

منابع

بیرانوند، محمد و کوچ، یحیی. (۱۳۹۵). اثر گونه‌های درختی پهن‌برگ بر فراوانی و تنوع کرم‌های خاکی در اکوسیستم جنگلی جلگه‌ای. *زیست‌شناسی خاک*، ۴(۱)، ۱۵-۲۶.

توکلی، محمود؛ کوچ، یحیی و اکبری‌نیا، مسلم. (۱۳۹۷). فراوانی و تنوع کرم‌ها در خاک سطحی رویشگاه‌های جنگلی تخریب و احیاشدهٔ ناحیهٔ خزری. *مجله جنگل ایران*، ۱۰(۳)، ۲۹۳-۳۰۶.

قادری، الهام. (۱۴۰۲). تأثیر ترکیب تاج‌پوشش زالزالک و زرشک بر شاخص‌های عملکرد خاک در غرب مازندران (رساله دکتری، دانشگاه تربیت مدرس، تهران).

کوچ، یحیی؛ فولادی دوقزلو، مهین و حق‌وردی، کتایون. (۱۴۰۳). اثر پوشش‌های جنگل طبیعی، جنگل‌کاری و مرتعی بر مشخصه‌های آلی و معدنی خاک. *مدیریت خاک و تولید پایدار*، ۱۴(۴)، ۲۹-۵۲.

کهراریان، مرتضی؛ وفایی شوشتری، رضا و سلیمان‌نژادیان، ابراهیم. (۱۳۹۶). بررسی تنوع زیستی پادمان (Hexapoda: Collembola) در سه اکوسیستم مختلف در استان کرمانشاه (ایران). *گیاه‌پزشکی (مجله علمی کشاورزی)*، ۴۰(۳)، ۳۹-۵۲.

میرآخورلو، خسرو و اخوان، رضا. (۱۳۹۶). ارزیابی تغییرات سطح جنگل‌های هیرکانی از سال ۱۳۸۳ تا ۱۳۹۵. *طبیعت ایران*، ۲(۳)، ۴۰-۴۵.

REFERENCES

Abdullahi, M.B., Elnaggar, A.A., Omar, M.M., Murtala, A., Lawal, M., & Mosa, A.A. (2023). Land degradation, causes, implications and sustainable management in arid and semi arid regions: a case study of Egypt. *Egyptian Journal of Soil Science*, 63(4), 659-676.

Abebaw, S.E., & Feleke, T.G. (2026). Systematic Review on the Impact of Climate Change on Soil Properties: Implications for Sustainable Land Management. *Applied and Environmental Soil Science, 2026* (1), 9005763. https://doi.org/10.1155/aess/9005763

Alef, K., & Nannipieri, P. (1995). Methods in applied soil microbiology and biochemistry (Issue 631.46

M592ma). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-513840-6.X5014-9

Allegrini, M., Gomez, E.D.V., & Zabaloy, M.C. (2017). Repeated glyphosate exposure induces shifts in nitrifying communities and metabolism of phenylpropanoids. *Soil Biology and Biochemistry*, 105, 206-215. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.11.024

Allison, L.E. (1975). Organic carbon. In: Black CA. Methods of soil analysis. American Society of Agronomy, Part,2.

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), 251-255. https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90094-G

Ashraf, M. N., Waqas, M. A., & Rahman, S. (2022). Microbial metabolic quotient is a dynamic indicator of soil health: trends, implications and perspectives. *Eurasian Soil Science, 55*(12), 1794-1803. https://doi.org/10.1134/S1064229322700119

Bayranvand, M., & Kooch, Y. (2016). The effect of broad-leaved tree species on abundance and diversity of earthworms in the flat forest ecosystem. *Journal of Soil Biology*, 4(1), 15-26. https://doi.org/10.22092/sbj.2016.106755 (In Persian).

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. https://doi.org/10.1007/s10342-017-1044-5

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, 377–382. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c14

Bower, C. A., Reitemeier, R. F. & Fireman, M. (1952). Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Soil Science*, 73, 251-261. http://dx.doi.org/10.1097/00010694-195204000-00001

Brant, J.B., Myrold, D.D., & Sulzman, E.W. (2006). Root controls on soil microbial community structure in forest soils. *Oecologia*, *148*(4), 650-659. https://doi.org/10.1007/s00442-006-0402-7

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

Chen, X., Yang, J., Zhu, X., Liang, X., Lei, Y., & He, C. (2016). N-fixing trees in wetland restoration plantings: effects on nitrogensupply and soil microbial communities. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(24), 24749-24757. https://doi.org/10.1007/s11356-016-7454-y

Cheng, M., Xiang, Y., Xue, Z., An, S., & Darboux, F. (2015). Soil aggregation and intraaggregate carbon fractions in relation to vegetation succession on the Loess Plateau, China. *Catena*, 124, 77–84. https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.09.006

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, 937–951. https://doi.org/10.1007/s00343-016-5111-4

Cla, 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, 5*(3), 199-204. https://doi.org/10.5923/j.ijaf.20150503.04

Cook, F.J., & Orchard, V.A. (2008). Relationships between soil respiration and soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry, 40*(5), 1013-1018. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.12.012

De Martonne, E. (1926). Une nouvelle function climatologique: L'indice d'aridité. Meteorologie, 2, 449-459

DÖNMEZ, A. A. (2004). The genus Crataegus L.(Rosaceae) with special reference to hybridisation and biodiversity in Turkey. *Turkish Journal of Botany*, 28(1), 29-37.

Dungait, J.A., Hopkins, D.W., Gregory, A.S., & Whitmore, A.P. (2012). Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global change biology, 18*(6), 1781-1796. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02665.

Eisenhauer, N., Sünnemann, M., Pollierer, M.M., Sun, X., Bardgett, R.D., Bartkowski, B., ... & Potapov, A. (2026). Soil biodiversity effects on ecosystems. *Nature Reviews Biodiversity*, 1-16. https://doi.org/10.1038/s44358-025-00123-z

Eslaminejad, P., Heydari, M., Kakhki, F.V., Mirab-Balou, M., Omidipour, R., Muñoz-Rojas, M., & Lucas-Borja, M.E. (2020). Plant species and season influence soil physicochemical properties and microbial function in a semi-arid woodland ecosystem. *Plant and Soil, 456*(1), 43-59. https://doi.org/10.1007/s11104-020-04691-1

Faber-Langendoen, D., Keeler-Wolf, T., Meidinger, D., Tart, D., Hoagland, B., Josse, C., ... & Comer, P. (2014). EcoVeg: a new approach to vegetation description and classification. *Ecological Monographs*, 84(4), 533-561.

Filipović, A., Perčin, A., Hadžiabulić, A., & Mandić, A. (2024). Transformation of organic matter and impact on the ecosystem. In Agroforestry for carbon and ecosystem management (pp. 311-329). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95393-1.00018-X

Gemada, A.R. (2021). Soil acidity challenges to crop production in Ethiopian highlands and management strategic options for mitigating soil acidity for enhancing crop productivity. Agriculture, *Forestry and Fisheries, 10*(6), 245-261. DOI:10.11648/j.aff.20211006.15

Ghaderi, E., 2023. In: The Effect of Canopy Composition of Black Hawthorn and Barberry on Soil Function Indicators in Western Mazandaran. Tarbiat Modares Unievrsity, p. 211p. (In Persian).

Gorobtsova, O. N., Gedgafova, F. V., Uligova, T. S., & Tembotov, R. K. (2016). Ecophysiological indicators of microbial biomass status in chernozem soils of the Central Caucasus (in the territory of Kabardino-Balkaria with the Terek variant of altitudinal zonation). *Russian journal of ecology, 47*(1), 19-25. https://doi.org/10.1134/S1067413616010069

Hafner, S.D., Groffman, P.M., & Mitchell, M.J. (2005). Leaching of dissolved organic carbon, dissolved organic nitrogen, and other solutes from coarse woody debris and litter in a mixed forest in New York State. *Biogeochemistry, 74*(2), 257-282. https://doi.org/10.1007/s10533-004-4722-6

Horn, R.F. (2021). Soils in agricultural engineering: Effect of land-use management systems on mechanical soil processes. *Hydrogeology, chemical weathering, and soil formation*, 187-199. https://doi.org/10.1002/9781119563952.ch10a

Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. Ecological applications, 10(2), 423-436.

Kahrarian, M., Vafaee Shoushtari, R., & SoleymanNejadian, E. (2017). Study on biodiversity of springtails (Hexapoda: Collembola) in three different ecosystems in Kermanshah province, Iran. *Plant Protection (Scientific Journal of Agriculture), 40*(3), 39-52. https://doi.org/10.22055/PPR.2017.18484.1264 (In Persian).

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

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. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104862

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

Kooch, Y., Doghozlo, M. F., & Haghverdi, K. (2025). The effect of natural forest cover, afforestation and pasture on soil organic and mineral characteristics. DOI: 10.22069/EJSMS.2025.22139.2134(In Persian).

Lagerlöf, J., Goffre, B., & Vincent, C. (2002). The importance of field boundaries for earthworms (Lumbricidae) in the Swedish agricultural landscape. *Agriculture, ecosystems & environment, 89*(1-2), 91-103. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00321-8

Lavelle, P. (1988). Earthworm activities and the soil system. *Biology and fertility of soils, 6*(3), 237-251.

Li, N., Zhang, X.P., & Zhang, L.M. (2014). Macro-soil fauna guilds in Korean pine plantation forest and secondary forest. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 1, 22–29.

Liu, Y., Wang, S., Wang, Z., Zhang, Z., Qin, H., Wei, Z., ... & Deng, Y. (2019). Soil microbiome mediated nutrients decline during forest degradation process. *Soil Ecology Letters, 1*(1), 59-71. https://doi.org/10.1007/s42832-019-0009-7

Lombao, A., Buján, A. I. B., González, J. J. C., Jiménez, A. M., & Raviña, M. D. (2015). Impact of thermal shock on forest soils affected by fires of different severity and recurrence. *Spanish Journal of Soil Science: SJSS, 5*(2), 165-179. https://doi.org/10.3232/SJSS.2015.V5.N2.06

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),1187-1198. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.04.005

Mirakhorlou, K., & Akhavan, R. (2017). Area changes of Hyrcanian Forests during 2004 to 2016. *Iran Nature, 2*(3), 40-45. https://doi.org/10.22092/irn.2017.112967(In Persian).

Montané, F., Romanya, J., Rovira, P., & Casals, P. (2010). Aboveground litter quality changes may drive soil organic carbon increase after shrub encroachment into mountain grasslands. *Plant and Soil*, *337*(1), 151-165. https://doi.org/10.1007/s11104-010-0512-1

Murphy, D.J., & Yong, S. (2026). Global Carbon Sequestration and the Roles of Tropical Forests and Crops: Prospects for Using Innovative Carbon Trading Approaches to Address the Climate Emergency. *Earth*, *7*(1), 22. https://doi.org/10.3390/earth7010022

Myers-Smith, I.H., & Hik, D.S. (2013). Shrub canopies influence soil temperatures but not nutrient dynamics: an experimental test of tundra snow–shrub interactions. *Ecology and evolution*, *3*(11), 3683-3700. https://doi.org/10.1002/ece3.710

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. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29

Pankaj, Devi, A., Jhariya, M.K., Banerjee, A., & Bargali, S.S. (2026). Grassland degradation: ecological aspects for sustainable management. *Proceedings of the Indian National Science Academy*, 1-21. https://doi.org/10.1007/s43538-026-00721-1

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 agesequence. *Soil and Tillage Research*, 179, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.008

Piri, A.S., Kooch, Y., & Hojjati, S.M. (2025). Changes in soil multifunctional properties in semi-arid environments are dependent on ecosystem health. *Catena*, 254, 108978. https://doi.org/10.1016/j.catena.2025.108978

Ren, X., Zhang, J., Bah, H., Müller, C., Cai, Z., & Zhu, B. (2021). Soil gross nitrogen transformations in forestland and cropland of Regosols. *Scientific Reports*, 11(1), 223. https://doi.org/10.1038/s41598-020-80395-x

Rezaei, S.A., & Gilkes, R. J. (2005). The effects of landscape attributes and plant community on soil chemical properties in rangelands. *Geoderma*, *125*(1-2), 167-176. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.07.010

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.

Salamon, J.A., Schaefer, M., Alphei, J., Schmid, B., & Scheu, S. (2004). Effects of plant diversity on Collembola in an experimental grassland ecosystem. *Oikos*, 106, 51–60. https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12905.x

Sarto, M.V., Borges, W.L., Sarto, J.R., Pires, C.A., Rice, C.W., & Rosolem, C.A. (2020). Soil microbial community and activity in a tropical integrated crop-livestock system. *Applied Soil Ecology*, *145*, 103350. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.08.012

Scharenbroch, B. C., & Catania, M. (2012). Soil quality attributes as indicators of urban tree performance. *Arboriculture & Urban Forestry (AUF)*, *38*(5), 214-228. https://doi.org/10.48044/jauf.2012.030

Sebhatleab, M. (2014). Impact of land use and land cover change on soil physical and chemical properties: a case study of Era-Hayelom tabias, northern Ethiopia. Land Restoration Training Programme Keldnaholt, 112.

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), 1981-1987. https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1981

Suthar, S. (2012). Seasonal dynamics in earthworm density, casting activity and soil nutrient cycling under Bermuda grass (Cynodon dactylon) in semiarid tropics, India. *Environmentalist*, 32, 503–511. https://doi.org/10.1007/s10669-012-9419-0.

Tardy, V., Mathieu, O., Lévêque, J., Terrat, S., Chabbi, A., Lemanceau, P., ... & Maron, P.A. (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

Tavakoli, M., Kooch, Y., & Akbarinia, M. (2018). 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. (In Persian).

United States Department of Agriculture, 2014. Keys to Soil Taxonomy, 12th ed. USDA Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

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
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), 2657-2676. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02447.x
Wollum, A. G. (1982). Cultural methods for soil microorganisms. Methods of soil analysis: part 2 chemical and microbiological properties, 9, 781-802. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c37
WoWood, M. (1995). Environmental soil biology, 2nd ed., Blackie Academic and Professional, Glasgow, 150. https://link.springer.com/book/10.1007/978-94-011-0625-2
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. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.06.018
Zhang, Q., Fan, J., & Zhao, X. (2025). Effect of shrubland-to-grassland conversion on soil water storage and infiltration capacity in loess plateau region of China. *Catena*, 249, 108720. 10.1016/j.catena.2025.108720