



Publisher: Soil Science Society of Iran

Journal of Soil Research
(Soil and Water Sci.)

<https://srjournal.areeo.ir/>


Assessing the Effects of Converting Barren Land to Olive Orchards on Soil Physical, Chemical, and Biological Properties: A Case Study in Guilan Province

Samira Hemmati^a , Kamran Moravej^a, Mir Naser Navidi^b, Ahmad Golchin^a, and Javad Seyedmohammadi^b

^a Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Zanjan, Zanjan, Iran.

^b Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Karaj, Iran.

Article Info

Article Type

Research Article

Received

November 01, 2025

Revised

December 05, 2025

Accepted

December 13, 2025

Published online

December 20, 2025

Keywords

Land Use Change,
Olive Orchard,
Soil Quality,
Soil Organic Carbon Stock,
Soil Properties

*Corresponding author's email

s.hemmati@znu.ac.ir

Extended Abstract

Background and Objectives: Land use change has been widely recognized as a major anthropogenic driver altering soil quality and ecosystem functions, particularly in semi-arid environments. The conversion of natural or unused lands to agricultural systems often induces significant transformations in the physical, chemical, and biological attributes of soils. In Iran, especially in the northern semi-arid zones, such changes have accelerated due to agricultural expansion, yet region-specific studies remain limited. The present study was designed to evaluate the impact of converting bare lands into olive orchards on key soil properties in Lushan, a representative semi-arid region in Guilan Province. Understanding how these changes affect soil functionality is essential for sustainable land management and ecological restoration.

Methodology: The study area is located in the Lushan district of Guilan Province, encompassing approximately 300 hectares and characterized by semi-arid climatic conditions with an average annual precipitation of 273 mm. Two distinct land uses (bare land and olive orchard) were selected for soil sampling. Composite soil samples were collected from each land use type at a depth of 0–30 cm, with 12 replicates per treatment. Physical properties such as texture, bulk density, and dispersible clay were measured using standard methods. Chemical properties including soil organic carbon (SOC), total nitrogen (TN), available phosphorus ($P_{ava.}$), available potassium ($K_{ava.}$), calcium (Ca), magnesium (Mg), pH, electrical conductivity (EC), and cation exchange capacity (CEC), were analyzed. Biological indicators such as basal respiration and microbial quotient were also assessed. Data were statistically analyzed using ANOVA and Duncan's multiple range test at $p < 0.01$ significance level.

Results and Discussion: The findings revealed that land use conversion significantly influenced most soil parameters. SOC increased by 2.82-fold in olive orchards compared to bare land. Total nitrogen rose by 2.86 times, respectively, while $P_{ava.}$ improved by 18.42% in olive orchards. Available $K_{ava.}$, particularly in olive orchards, reached 105.26 mg/kg, 6.7 times higher than in bare soils. CEC increased by 7.48% in olive orchards, reflecting improved nutrient retention. EC levels rose by approximately 15% in agricultural soils, while pH declined from 8.42 in bare soils to 8.30 in olive orchard soils, indicating enhanced acid-neutral buffering and potential improvement in micronutrient availability. In terms of physical characteristics, bulk density was reduced by 5.19% in olive orchards, enhancing soil aeration and root growth potential. Dispersible clay content decreased by 25.18%, indicating greater soil structural stability and reduced erosion risk. Biologically, basal respiration increased significantly, with values of 0.540 mg CO₂ g⁻¹ in olive orchards, compared to 0.283 mg CO₂ g⁻¹ in bare soils. This reflects heightened microbial activity and improved organic matter turnover.

in cultivated soils. These results confirm that the adoption of agricultural land uses under managed conditions can lead to substantial improvements in soil health by enhancing organic matter content, nutrient cycling, microbial function, and structural stability.

Conclusion: The conversion of bare lands to olive orchards under the semi-arid conditions of Guilan Province significantly enhanced soil physical, chemical, and biological properties. Improvements in SOC, nitrogen, phosphorus, potassium, and microbial activity suggest that such land use transformations, if well-managed, can contribute to restoring soil functionality and increasing sustainable productivity. However, monitoring potential issues, such as salinity buildup and nutrient leaching, remains essential. These findings underscore the importance of land use planning and adaptive soil management in semi-arid agroecosystems.

Cite this article: Hemmati, S., Moravej, K., Navidi, M.N., Golchin, A., and Seyedmohammadi, J., 2025. Assessing the Effects of Converting Barren Land to Olive Orchards on Soil Physical, Chemical, and Biological Properties: A Case Study in Guilan Province. *Journal of Soil Research*, 39 (3), pp 361-381.



DOI: [10.22092/IJSR.2025.371182.798](https://doi.org/10.22092/IJSR.2025.371182.798)

Publisher: Soil Science Society of Iran



ارزیابی اثر تغییر کاربری اراضی بایر به باغ زیتون بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک: مطالعه موردی در استان گیلان

سمیرا همتی^{۱*}، کامران مروج^۱، میرناصر نویدی^۲، احمد گلچین^۱ و جواد سیدمحمدی^۲

^۱ گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان، زنجان، ایران.

^۲ مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی	تغییر کاربری اراضی، به‌ویژه در مناطق نیمه‌خشک که منابع خاک با تهدیدهای جدی مواجه هستند، یکی از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر کیفیت خاک و پایداری اکوسیستم‌های خاکی محسوب می‌شود. هدف این مطالعه، بررسی اثر تغییر کاربری اراضی بایر به باغ زیتون بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک در منطقه لوشان، استان گیلان است. برای این منظور، سه منطقه همجوار با چشم‌انداز مشابه و شامل دو نوع کاربری بایر و باغ زیتون انتخاب و نمونه‌برداری از ۷۲ نقطه در عمق ۰-۳۰ سانتی‌متر انجام شد. سپس برخی از ویژگی‌های مهم شیمیایی، فیزیکی و زیستی آن‌ها اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که محتوای کربن آلی و نیتروژن کل خاک در باغ زیتون به‌ترتیب ۲/۸۲ و ۲/۸۶ برابر بیشتر از زمین بایر بود. همچنین، مقدار فسفر و پتاسیم قابل جذب در باغ زیتون به‌ترتیب ۱۸/۴۲ درصد و ۶/۷ برابر بیشتر بود. ظرفیت تبادل کاتیونی در باغ زیتون ۷/۴۸ درصد افزایش یافت، در حالی که جرم مخصوص ظاهری خاک ۵/۱۹ درصد کاهش یافت. درصد رس قابل انتشار نیز در باغ زیتون به‌طور معناداری کاهش یافته و ۱۸/۲۵ درصد کمتر از زمین بایر بود. نرخ تنفس میکروبی در باغ زیتون ۱/۹ برابر بیشتر از زمین بایر ثبت شد. این یافته‌ها نشان داد که تغییر کاربری زمین‌های بایر به باغ زیتون منجر به بهبود قابل توجه ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک در مناطق نیمه‌خشک شد و با انجام مطالعات تکمیلی شاید بتواند به‌عنوان راهکاری مؤثر برای ارتقای بهره‌وری اراضی در مناطق مشابه مورد استفاده قرار گیرد.
واژه‌های کلیدی باغ زیتون، تغییر کاربری اراضی، کیفیت خاک، کربن آلی، ویژگی‌های خاک	
* ایمیل نویسنده مسئول s.hemmati@znu.ac.ir	

استناد: همتی، س.، مروج، ک.، نویدی، م.ن.، گلچین، ا.، سیدمحمدی، ج.، ۱۴۰۴. ارزیابی اثر تغییر کاربری اراضی بایر به باغ زیتون بر ویژگی‌های

فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک: مطالعه موردی در استان گیلان. مقاله پژوهشی، نشریه پژوهش‌های خاک، (۳) ۳۹، ص ۳۸۱-۳۶۱.

DOI: 10.22092/IJSR.2025.371182.798



مقدمه

تغییر کاربری اراضی به‌عنوان یکی از مهم‌ترین عوامل انسانی مؤثر بر چرخه‌های بیوژئوشیمیایی، کیفیت خاک و پایداری اکوسیستم‌های طبیعی شناخته می‌شود. توسعه سریع فعالیت‌های کشاورزی، گسترش شهرنشینی و تبدیل اراضی بایر به کاربری‌های زراعی ازجمله فرآیندهایی هستند که در دهه‌های اخیر به‌طور گسترده در مناطق مختلف جهان رخ داده‌اند (Hemmati et al., 2023). این تغییرات، با تأثیر مستقیم و غیرمستقیم بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک، پیامدهای متعددی همچون کاهش سطح حاصلخیزی، افزایش فرسایش و تغییر در چرخه عناصر غذایی را به همراه دارند (Zhu et al., 2024; Chen et al., 2023). به همین دلیل، به‌منظور مدیریت پایدار منابع خاک و حفظ عملکرد اکوسیستم‌ها، بررسی اثرات تغییر کاربری اراضی بر ویژگی‌های خاک از اهمیت فزاینده‌ای برخوردار است. در این میان، تبدیل اراضی بایر به کاربری‌های کشاورزی به دلیل تأثیر بر ساختار خاک، میزان کربن آلی، ویژگی‌های شیمیایی و فعالیت‌های میکروبی، مورد توجه محققان قرار گرفته است (Chen et al. 2023; Yuan et al., 2024). مطالعات نشان داده‌اند که تغییر کاربری زمین می‌تواند موجب افزایش یا کاهش مقادیر ماده آلی خاک، تغییر در میزان نیتروژن و فسفر قابل جذب و دگرگونی در خصوصیات فیزیکی همچون جرم مخصوص ظاهری، تخلخل و نفوذپذیری شود (Geremew et al. 2023; Zhang et al., 2019). همچنین فعالیت‌های زیستی خاک ازجمله تنوع و جمعیت میکروارگانیسم‌ها و فعالیت آنزیمی به‌طور قابل توجهی تحت تأثیر نوع کاربری زمین قرار می‌گیرند (Yuan et al., 2024; Yuefeng et al., 2014). اثر تغییر کاربری اراضی بر کیفیت خاک، وابسته به شرایط اقلیمی، نوع خاک، مدیریت‌های کشاورزی و خصوصیات پوشش گیاهی است و ممکن است در مناطق مختلف نتایج متفاوتی به همراه داشته باشد. به‌عنوان نمونه، تبدیل مراتع به اراضی زراعی در برخی مناطق با افزایش فرسایش خاک و کاهش ذخیره کربن همراه بوده، درحالی‌که جنگل‌کاری مجدد یا باغ‌کاری می‌تواند به تثبیت خاک و بهبود ذخایر کربنی کمک نماید. در مطالعه‌ای Chen و همکاران (۲۰۲۳) اثرات بلند مدت تغییرات کاربری زمین بر ویژگی‌های خاک را در مناطق مختلف جهان بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که تبدیل زمین بایر به باغ‌ها، باعث افزایش قابل توجه کربن آلی خاک و بهبود ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن می‌شود. این تغییرات موجب ارتقاء ظرفیت نگهداری رطوبت خاک و کاهش فرسایش می‌گردد. در مقابل، در مطالعه‌ای دیگر، Tellen و Yerima (۲۰۱۸) دریافتند که تبدیل جنگل‌ها یا ساواناهای طبیعی به

اراضی کشاورزی سبب کاهش در صد سیلت، رطوبت، ماده آلی، کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر قابل جذب، اسیدیته و ظرفیت تبادل کاتیونی می‌شود. درعین حال، جرم مخصوص ظاهری، هدایت الکتریکی، اسیدیته قابل تبادل و درصد شن افزایش یافت.

در ایران نیز به‌ویژه در چند دهه اخیر، تغییرات گسترده‌ای در کاربری اراضی مختلف مشاهده شده که این موضوع اثرات جدی بر کیفیت و سلامت خاک، تولیدات کشاورزی و ثبات محیط زیست برجای گذاشته است (Hydari et al., 2020). Ebrahimi و همکاران (۲۰۱۶) در یک مطالعه موردی در منطقه تفتان دریافتند که تغییر کاربری اراضی مرتع به اراضی زراعی محتوای نیتروژن، فسفر و کربن آلی خاک را افزایش داد و درعین حال منجر به افزایش شوری و کاهش کربنات کلسیم خاک گردید. Javadi و همکاران (۲۰۲۰) در مطالعه‌ای در منطقه اشتهارد استان البرز گزارش کردند که تبدیل اراضی کشاورزی و باغی به زمین‌های رها شده و شورزار، به‌طور معنی‌داری کیفیت خاک را تنزل داده است؛ به‌گونه‌ای که کاهش محتوای ماده آلی، فسفر و نیتروژن کل همراه با افت تخلخل خاک مشاهده شد، درحالی‌که جرم مخصوص ظاهری، هدایت الکتریکی و غلظت پتاسیم خاک افزایش یافت. Samie و همکاران (۲۰۲۲) گزارش کردند که تغییر کاربری اراضی از مهم‌ترین عوامل تخریب کیفیت خاک است و ویژگی‌هایی مانند ماده آلی، کلسیم کربنات معادل و پایداری ساختمان خاک بیشترین حساسیت را نسبت به تغییر کاربری نشان می‌دهند. Taghipour و همکاران (۲۰۲۳) نشان دادند که تغییر کاربری اراضی در منطقه تونکابن استان گیلان منجر به ایجاد تفاوت‌های معنادار در کیفیت خاک شد. نتایج پژوهش آن‌ها بیانگر آن است که کاربری‌های جنگل و زراعی از نظر شاخص‌های کیفیت خاک در وضعیت مطلوب‌تری نسبت به کاربری مرتع قرار دارند.

در سال‌های اخیر، اگرچه مطالعات متعددی در ایران به بررسی اثرات تغییر کاربری اراضی بر ویژگی‌های خاک پرداخته‌اند، اما بررسی‌های دقیق در مقیاس محلی و با تمرکز بر شرایط اقلیمی و مدیریتی خاص هر منطقه همچنان ضروری است. منطقه لوشان در جنوب استان گیلان، باوجود تفاوت آشکار در اقلیم و رژیم رطوبتی خاک نسبت به نواحی مرطوب غالب استان "به‌ویژه قرارگیری آن در شرایط اریدیک" نمونه‌ای از چشم‌اندازهای خشک و نیمه‌خشک شمال کشور به‌شمار می‌رود که در سال‌های اخیر شاهد تبدیل اراضی بایر به باغ‌های زیتون بوده است. این تغییرات کاربری، به‌ویژه تحت تأثیر توسعه باغداری و مدیریت‌های محلی، می‌توانند پیامدهای متفاوتی بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک نسبت به مناطق مرطوب‌تر داشته باشند؛ ازاین‌رو

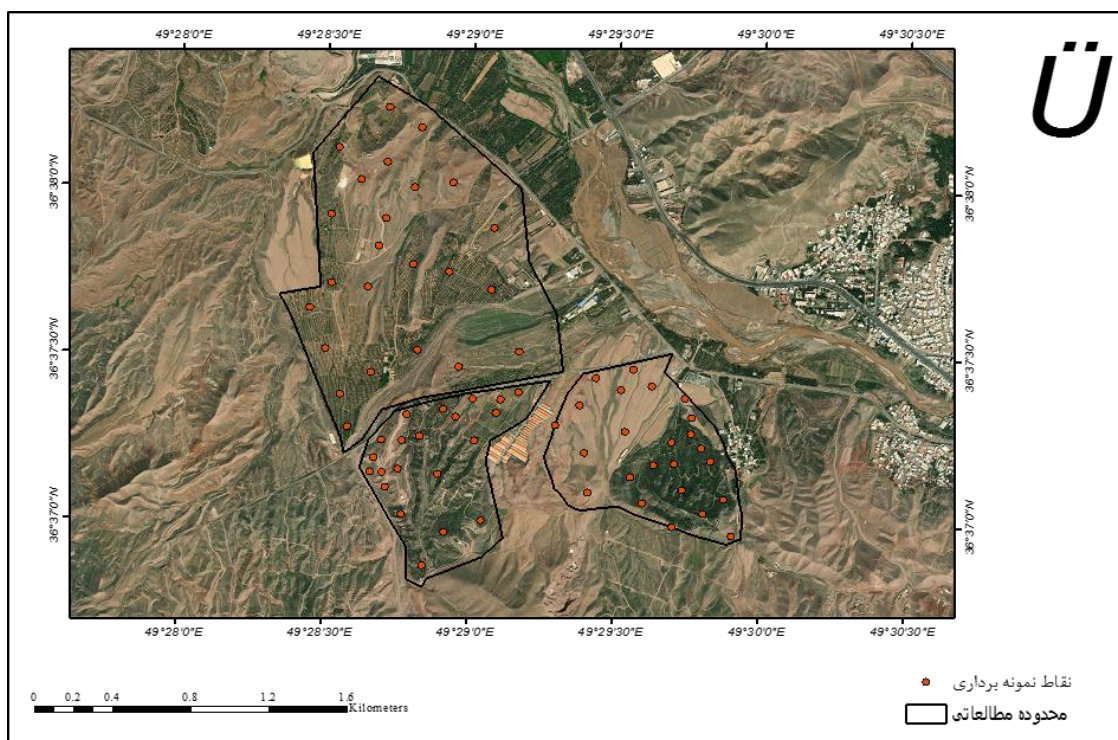
۴۹°۳۱' شرقی قرار دارد (شکل ۱). بر اساس داده‌های ایستگاه‌های هواشناسی، میانگین بارندگی سالیانه منطقه حدود ۲۷۳ میلی‌متر، میانگین دمای سالیانه ۱۷ درجه سلسیوس و رطوبت نسبی متوسط حدود ۶۰ درصد است. ارتفاع منطقه بین ۳۳۰ تا ۴۵۰ متر از سطح دریا متغیر بوده و از نظر رده‌بندی، خاک‌ها در رده انتی‌سول^۱ قرار می‌گیرند. اقلیم منطقه نیز از نوع نیمه‌خشک با ویژگی بارز کمبود بارندگی و خشکی نسبی هوا است.

پیش از نمونه‌برداری، بررسی‌های اولیه جهت اطمینان از یکسان بودن مواد مادری، موقعیت ژئومورفولوژیک و خصوصیات پایه‌ای خاک در هر دو کاربری انجام شد تا تغییرات مشاهده شده در ویژگی‌های خاک صرفاً ناشی از تفاوت کاربری (باغ زیتون و اراضی بایر) باشد و تفاوت‌های ذاتی خاک در نتایج دخالت نکنند.

ضرورت دارد تأثیر این تغییرات در چنین محیط‌های خشک شمالی به‌صورت منطقه محور ارزیابی شود. بر همین اساس، پژوهش حاضر باهدف بررسی تأثیر تبدیل اراضی بایر به باغ زیتون در لوشان، بر مجموعه‌ای از ویژگی‌های خاک انجام شد تا تصویری واقع بینانه از واکنش خاک این ناحیه به تغییر کاربری ارائه دهد.

مواد و روش‌ها منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه شامل سه باغ زیتون به وسعت ۱۵۰ هکتار که حدود ۲۰ سال است تحت کشت زیتون قرار دارند و همچنین اراضی بایر مجاور آن با وسعتی حدود ۱۵۰ هکتار است. این اراضی در محدوده لوشان از توابع شهرستان رودبار در استان گیلان در شمال ایران واقع شده‌اند. مختصات جغرافیایی مرز محدوده مطالعه در سامانه UTM، زون ۳۹، بین عرض‌های جغرافیایی ۳۶°۳۷' تا ۳۶°۳۸' شمالی و طول‌های ۴۹°۲۸' تا



شکل ۱- منطقه مورد مطالعه از توابع شهرستان رودبار در استان گیلان
Fig 1. The study area located in the Rudbar County region of Gilan Province

¹ Entisols

نمونه‌برداری و آنالیز خاک

به‌منظور بررسی اثر تغییر کاربری اراضی بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک، ۳ منطقه مطالعاتی نزدیک به هم که دارای مواد مادری یکسانی بودند، در نظر گرفته شد که هر منطقه شامل ۲ کاربری (زمین بایر و باغ زیتون) و ۱ فاکتور عمق (صفر تا ۳۰ سانتیمتری) بود. تعداد نمونه‌ها شامل، ۳ منطقه مطالعاتی $2 \times$ کاربری (زمین بایر و باغ زیتون) $\times$ ۱ فاکتور عمق $\times$ ۱۲ تکرار بود که در مجموع شامل ۷۲ نمونه خاک جامعه آماری این مطالعه را تشکیل داد. نمونه‌برداری در ماه مهر سال ۱۴۰۳ انجام شد و نمونه‌های خاک به آزمایشگاه منتقل شده و در شرایط دمای محیط هوا خشک شدند.

خصوصیات فیزیکی شامل؛ بافت خاک با استفاده از روش هیدرومتری (Gee et al., 1986)، جرم مخصوص ظاهری با روش کلوخه و پارافین (Blake and Hartge, 1986) و مقدار رس قابل انتشار در آب^۱ (DC) با استفاده از روش هیدرومتری (Gee et al., 1986) اندازه‌گیری شد. اسیدیته خاک در نسبت ۱:۱ خاک به آب اندازه‌گیری شد (Knudsen et al., 1982). قابلیت هدایت الکتریکی^۲ (EC) در عصاره اشباع اندازه‌گیری گردید (Rhoades, 1982). مقدار کربن آلی باروش واکلی و بلک (Walkley and Black, 1934)، نیتروژن کل با روش کج‌لدال (Bremner and Mulvaney, 1982) و فسفر قابل جذب با روش اولسن اندازه‌گیری شدند (Olsen et al., 1954). پتاسیم قابل جذب با استفاده از فلیم‌فتموتر (Knudsen et al., 1982) و مقادیر کلسیم و منیزیم محلول در عصاره اشباع با استفاده از روش کمپلکسومتری (Page et al., 1989) تعیین گردید. ظرفیت تبادل کاتیونی^۳ (CEC) نیز با روش استخراج با استات سدیم اندازه‌گیری شد (Bower et al., 1952).

برای ارزیابی ویژگی‌های زیستی خاک، نمونه‌ها با استفاده از تجهیزات استریل برداشت شده و مطابق با روش‌های استاندارد و تحت شرایط زنجیره سرد به محیط‌های مناسب انتقال داده شدند و تا زمان انجام آزمایش‌ها در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد در یخچال نگهداری شدند (Hydari et al., 2020). سپس تنفس پایه خاک^۴ (BR) از طریق تیتراسیون (Anderson, 1982) و نسبت میکروبی^۵ (MQ) به‌صورت نسبت کربن زیست‌توده میکروبی به کربن آلی خاک تعیین گردید. نسبت میکروبی نمایانگر بخش فعال کربن خاک است و به‌عنوان شاخص حساس به تغییرات مدیریت و کاربری برای ارزیابی کیفیت زیستی خاک

انتخاب‌شده است (Estefan et al., 2013).

ذخیره کربن آلی کل^۶ (CS) با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد (Poplau and Don, 2013):

$$CS = SOC \times BD \times D \times 10^4$$

که در این رابطه، CS: ذخیره کربن آلی خاک برحسب کیلوگرم بر هکتار، SOC: کربن آلی خاک برحسب درصد، BD: وزن مخصوص ظاهری خاک برحسب گرم بر سانتی‌متر مکعب و D: عمق خاک برحسب متر است.

تحلیل‌های آماری

تجزیه و تحلیل‌های آماری این پژوهش با استفاده از نرم‌افزارهای IBM SPSS Statistics و Microsoft Excel نسخه ۲۶ انجام شد. سطح معنی‌داری آزمون‌ها در تمامی موارد برابر با $p < 0.01$ در نظر گرفته شد. برای بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها، از آزمون کلموگروف-اسمیرنوف^۷ استفاده گردید. همچنین، به‌منظور ارزیابی همگنی واریانس‌ها، آزمون لون^۸ در محیط SPSS اجرا شد. پس از اطمینان از رعایت پیش‌فرض‌ها، مقایسه میانگین ویژگی‌های مختلف خاک بین کاربری‌های مورد مطالعه با استفاده از تحلیل واریانس یک‌طرفه^۹ صورت گرفت. در مواردی که اختلاف میانگین‌ها معنی‌دار بود، برای شناسایی دقیق‌تر گروه‌های متفاوت از آزمون تعقیبی دانکن^{۱۰} استفاده گردید.

نتایج و بحث

ویژگی‌های شیمیایی خاک

کربن آلی

نتایج این مطالعه نشان داد که نوع کاربری اراضی تأثیر معنی‌داری بر محتوای کربن آلی خاک دارد ($p < 0.01$). متوسط مقدار کربن آلی در باغ‌های زیتون (۱/۳ درصد) و در زمین‌های بایر (۰/۴۶ درصد) مشاهده شد که اختلافی چشمگیر را نشان می‌دهد (جدول ۱). به عبارتی تغییر کاربری از اراضی بایر به باغ زیتون موجب افزایش ۲/۸۲ برابری کربن آلی شده است (جدول ۱). بر اساس شکل (۲a) مقدار کربن آلی در باغ زیتون میانه بالاتری دارد و هم‌پوشانی آن با کاربری بایر بسیار کم است. بنابراین، افزایش کربن آلی در باغ زیتون کاملاً مشهود بوده و اثر تغییر کاربری بر بهبود ماده آلی خاک بسیار قوی و قابل اتکا است. افزایش ماده آلی در کاربری باغ زیتون، ناشی از ورود بیشتر بقایای گیاهی و کاربرد کودهای آلی است. در مقابل،

⁸ Levene's Test

⁹ One-way ANOVA

¹⁰ Duncan's multiple range test

⁵ Microbial ratio

⁶ Carbon Storage

⁷ Kolmogorov-Smirnov

¹ Water-dispersible clay

² Electrical conductivity

³ Cation exchange capacity

⁴ Basal respiration

شود. یافته‌های این پژوهش با نتایج مطالعات پیشین هم‌راستا است؛ برای نمونه، کاهش اسیدیته در پی تبدیل جنگل به اراضی زراعی یا باغی در مطالعاتی نظیر Talan و Yermia (۲۰۱۸) نیز گزارش شده است. باین‌حال، در مورد باغ‌های زیتون که عمدتاً در خاک‌های آهکی با اسیدیته بالاتر از ۷ رشد می‌کنند، کاهش محدود اسیدیته مشکلی از نظر رشد گیاه ایجاد نمی‌کند.

قابلیت هدایت الکتریکی

بررسی آماری داده‌ها نشان داد که نوع کاربری اراضی بر مقدار قابلیت هدایت الکتریکی خاک اثرگذار است؛ به‌طوری‌که اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۱ درصد بین کاربری‌های مختلف مشاهده شد. همان‌طور که مشاهده می‌شود، مقدار قابلیت هدایت الکتریکی در باغ‌های زیتون (۴/۰۹ دسی‌زیمنس بر متر) بوده و مقدار آن در اراضی بایر (۳/۴۲ دسی‌زیمنس بر متر) ثبت شده است (جدول ۱). این یافته‌ها نشان می‌دهد که تغییر کاربری از زمین‌های بایر به کاربری‌های کشاورزی، به‌ویژه باغ زیتون منجر به افزایش معنی‌دار قابلیت هدایت الکتریکی خاک می‌شود. تحلیل تغییرات نسبی افزایش ۱۹/۵۹ درصدی در باغ‌های زیتون را نسبت به اراضی بایر تأیید می‌کند (جدول ۱). شکل (۲c) نیز صحت نتایج فوق را تأیید می‌کند و نشان می‌دهد قابلیت هدایت الکتریکی در باغ زیتون بیشتر است. علل این افزایش را می‌توان در بهره‌گیری از کودهای آلی و شیمیایی که حاوی مقادیر قابل توجهی نمک‌های محلول هستند جست‌وجو کرد. به‌ویژه در باغ‌ها، کاربرد مداوم این نهاده‌ها در کنار تجزیه مواد آلی خاک و تولید یون‌های قابل‌جذب، موجب افزایش غلظت املاح در محیط خاک شده است. همچنین، بالا بودن میزان کربن آلی خاک در این کاربری‌ها، به‌دلیل فعالیت بیشتر میکروبی و چرخه عناصر مغذی، نقشی مؤثر در افزایش قابلیت هدایت الکتریکی ایفا می‌کند. استفاده مستمر از آب آبیاری، عامل دیگری در انباشت املاح محلول و افزایش شوری خاک است. نتایج حاصل با مطالعات پیشین هم‌راستا است و بیانگر آن است که فعالیت‌های زراعی و باغی در مقایسه با اراضی بکر، پتانسیل بالاتری برای افزایش قابلیت هدایت الکتریکی خاک دارند (Beheshti et al., 2011; Cotrufo et al., 2022). لذا در فرآیند توسعه کشاورزی و تبدیل اراضی بایر، لازم است مدیریت بهینه مصرف نهاده‌ها، آب و روش‌های خاک‌ورزی مد نظر قرار گیرد تا ضمن ارتقای باروری، از پیامدهای منفی تجمع املاح نیز پیشگیری شود.

فقر ماده آلی در زمین‌های بایر به کمبود رطوبت، محدودیت رشد گیاه و پوشش گیاهی ضعیف نسبت داده می‌شود (Beheshti et al., 2011).

شواهد متعدد از مطالعات جهانی نشان می‌دهد که تبدیل کاربری‌های طبیعی به اراضی کشاورزی و باغی منجر به کاهش کربن آلی و نیتروژن کل خاک می‌شود (Xia et al., 2024; Li et al., 2024). باین‌حال، یافته‌های حاضر حاکی از آن است که در مناطق نیمه خشک، تبدیل اراضی بایر به کاربری‌های زراعی مدیریت شده می‌تواند موجب بهبود محتوای ماده آلی و ارتقای کیفیت خاک شود. این نتایج با مطالعات مشابه در مناطق خشک و گرمسیری مطابقت دارد که بر نقش احیای کاربری‌های پایدار در حفظ و افزایش مواد آلی خاک تأکید دارند (Wang, 2019; Nanganoa et al., 2019). همکاران (۲۰۱۸) و Buraka و همکاران (۲۰۲۲) نیز در نتیجه پژوهش خود بر روی اثر تغییر کاربری بر خصوصیات خاک به این نتیجه دست یافتند که جنگل‌کاری و تلاش برای احیای جنگل و تبدیل زمین از کشاورزی به اکوسیستم‌های طبیعی سبب بهبود خواص خاک می‌شود. آن‌ها اعلام کردند این تغییرات باعث افزایش محتوای مواد آلی، افزایش چرخه مواد مغذی، بهبود ساختمان خاک و ارتقای تنوع میکروبی و کمک به سلامت و پایداری خاک می‌شود.

اسیدیته خاک

یافته‌های این پژوهش نشان داد که نوع کاربری اراضی تأثیر معناداری بر اسیدیته خاک نداشته و این تفاوت در سطح احتمال ۱ درصد قابل تشخیص نیست. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، مقدار اسیدیته در اراضی بایر (۸/۴۲) و مقدار آن در باغ زیتون (۸/۳۰) ثبت شد (جدول ۱). به‌طور کلی، تغییر کاربری از زمین‌های بایر به باغ زیتون و شالیزار با کاهش اسیدیته به مقدار حدود ۱/۴ درصد همراه بوده است (جدول ۱). شکل (۲b) نیز صحت این نتایج را تأیید می‌کند و هم‌پوشانی نمودارهای جعبه‌ای و درصد تغییر ناچیز، بیانگر آن است که اثر کاربری بر مقدار اسیدیته بسیار محدود است. افزایش ماده آلی و بقایای گیاهی حاصل از فعالیت‌های کشاورزی، به‌ویژه در باغ‌های زیتون، در کنار مدیریت آبیاری، از عوامل مؤثر در تعدیل اسیدیته محسوب می‌شوند. اسیدیته خاک که شاخصی کلیدی در سنجش حاصلخیزی و دسترس گیاه به عناصر غذایی است، می‌تواند تحت تأثیر مداخلات انسانی و تغییر در نوع بهره‌برداری از زمین دچار تغییرات چشمگیری شود. همچنین، کاهش اسیدیته به‌ویژه در شرایطی که با افزایش تجزیه ماده آلی و فعالیت میکروبی همراه باشد، ممکن است منجر به کاهش ذخایر کربن آلی خاک

جدول ۱- مقایسه میانگین ویژگی‌های شیمیایی خاک در انواع مختلف کاربری

Table 1. Comparison of the mean chemical properties of soil under different land-use types

کربن آلی	اسیدیته خاک	قابلیت هدایت الکتریکی	ظرفیت تبادل کاتیونی	کربنات کلسیم	نیترژن کل	فسفر قابل جذب	پتاسیم قابل جذب	کلسیم محلول	منیزیم محلول	ذخیره کربن	کاربری Land-Use
OC	pH	EC	CEC	CaCo3	Total N	Available P	Available K	Soluble Ca	Soluble Mg	Cs	
درصد (%)	-	(dS/m)	(Cmole bar/kg)	درصد (%)	درصد (%)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/l)	(mg/l)	(kg/ha)	
1.30 ^a	8.30 ^a	4.09 ^a	30.33 ^a	28.62 ^a	0.20 ^a	13.39 ^a	105.26 ^a	26.81 ^a	13.40 ^a	33452 ^a	باغ زیتون Olive Orchard
0.46 ^b	8.42 ^a	3.42 ^b	22.28 ^b	22.08 ^b	0.07 ^b	11.31 ^b	13.61 ^b	9.21 ^b	3.43 ^b	12533.43 ^b	بایر Bare
+182.61	-1.43	+19.59	+7.48	+29.64	+185.71	+18.42	+673.52	+190.98	+290.67	+166.76	درصد تغییرات در اثر تغییر کاربری به باغ زیتون changes resulting from land-use conversion to olive orchards

میانگین‌های دارای حروف غیر مشترک در هر ستون، اختلاف معنی‌دار دارند ($P < 0.01$).Means with different letters in each column indicate significant differences at the 1% probability level ($P < 0.01$)

ظرفیت تبادل کاتیونی

یکی از ویژگی‌های شیمیایی مهم موردبررسی در این تحقیق ظرفیت تبادل کاتیونی است. نتایج مقایسه میانگین نشان داد بین مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی در کاربری‌های بایر و باغ زیتون، اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد وجود دارد (جدول ۱). با توجه به تغییرات نسبی ظرفیت تبادل کاتیونی در کاربری‌های مختلف مشاهده می‌شود که با تغییر کاربری از اراضی بایر باغ زیتون مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی به مقدار ۷/۴۸ درصد افزایش یافته است. شکل (۲d) نیز صحت این نتایج را تأیید می‌کند و بیانگر ارتقای ظرفیت تبادل کاتیونی در اثر تغییر کاربری از بایر به باغ زیتون است.

رس‌ها و مواد آلی خاک به علت سطح ویژه زیاد و باردار بودن نقش مهمی در مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی دارند و با افزایش مقدار رس و مواد آلی خاک مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی افزایش می‌یابد. مطالعات نشان داده با افزایش مقدار ماده آلی و رس در خاک، تعداد بارهای منفی و در نتیجه مکان‌های قابل تبادل در خاک افزایش می‌یابد و این موضوع افزایش تبادل کاتیونی خاک را در پی دارد (Solly et al., 2020). یکی از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر مقدار بر ظرفیت تبادل کاتیونی مقدار ماده آلی است به‌طوری‌که گفته می‌شود در خاک‌ها حدود ۲۰ تا ۸۰ درصد از ظرفیت تبادل کاتیونی ناشی از ماده آلی است (Krogh et al., 2000). مطالعات متعددی نیز تأثیر مثبت مواد آلی بر ظرفیت تبادل کاتیونی خاک را گزارش کرده‌اند

(Ramos et al., 2018; Solly et al., 2020). نتایج مطالعه

حاضر نشان می‌دهد که افزایش غلظت کربن آلی خاک به دنبال تغییر کاربری از اراضی بایر به باغ زیتون بر ظرفیت تبادل کاتیونی خاک تأثیر می‌گذارد، به‌طوری‌که افزایش ماده آلی سبب افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی شده است؛ بنابراین می‌توان گفت افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی در باغ زیتون می‌تواند ناشی از مقادیر بالاتر ماده آلی در این کاربری نسبت به کاربری بایر باشد. Guibert و همکاران (۱۹۹۹) معتقدند تأثیر حضور مواد آلی بر تبادل کاتیونی خاک، به کلاس بافتی خاک و مقدار حضور رس و ذرات درشت‌تر بستگی دارد. آن‌ها مشاهده کردند که مقدار تأثیر حضور مواد آلی بر ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در خاک‌های درشت‌بافت در مقایسه با خاک‌های ریزبافت بیشتر قابل مشاهده است. همان‌طور که عنوان شد، علاوه بر مقدار مواد آلی، مقدار رس نیز از فاکتورهای بسیار مهم در ظرفیت تبادل کاتیونی خاک است. در این تحقیق مشاهده شد با وجود کلاس بافتی مشابه بین دو کاربری، اجزای تشکیل‌دهنده بافت خاک یعنی رس، سیلت و شن نسبت به هم تا حدودی متفاوت‌اند و مقدار رس در کاربری باغ زیتون نسبت به خاک بکر بیشتر است؛ بنابراین می‌توان احتمال داد این افزایش مقدار رس توانسته تا حدودی بر ظرفیت تبادل کاتیونی تأثیر گذار باشد. Leul و همکاران (۲۰۲۳) نیز در نتیجه مطالعه‌ای اعلام کردند بین مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی با درصد رس همبستگی مثبت معنی‌دار و قوی وجود دارد.

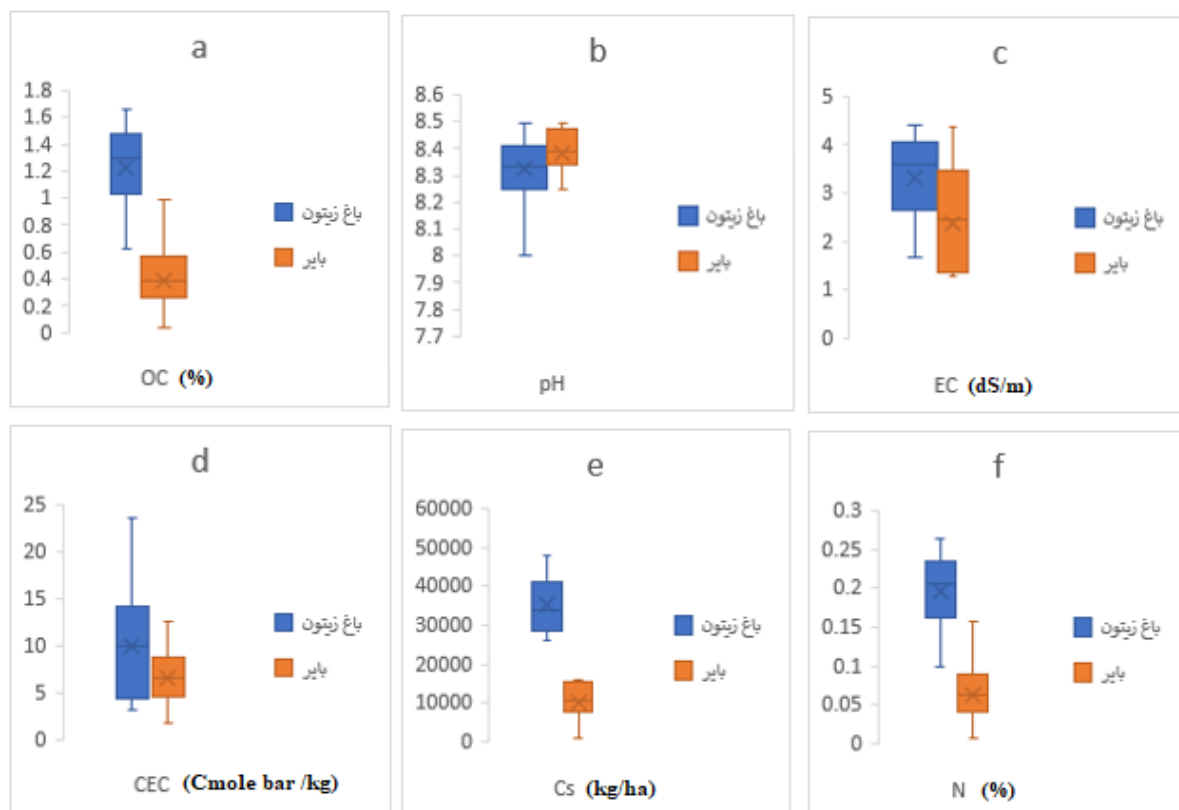
ذخیره کربن

نتایج مقایسه میانگین بیانگر آن است که مقدار ذخیره کربن در کاربری‌های بایر و باغ زیتون دارای تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال یک در صد است (جدول ۱). تغییرات نسبی مقدار ذخیره کربن در کاربری‌های مختلف نشان می‌دهد که با تغییر کاربری از بایر به باغ زیتون مقدار ذخیره کربن در خاک ۲/۶۶ برابر شده است (جدول ۱). نمودار جعبه‌ای مربوط به مقایسه مقادیر ذخیره کربن نیز نشان می‌دهد تغییر کاربری زمین از بایر به باغ زیتون می‌تواند تأثیرات قابل توجهی بر ذخیره کربن خاک داشته باشد (شکل ۲e). این اثرات به دلیل تغییرات در پوشش گیاهی، نوع مدیریت زمین و فرایندهای زیستی و شیمیایی خاک اتفاق می‌افتد.

درختان زیتون به دلیل سیستم ریشه‌ای عمیق و استفاده طولانی مدت از زمین، می‌توانند باعث افزایش ذخیره کربن در خاک شوند. علاوه بر این برگ‌ها و بقایای گیاهی که به سطح خاک می‌ریزند، به تدریج تجزیه شده و به مواد آلی خاک اضافه می‌شوند که منجر به افزایش ذخیره کربن خاک می‌شوند. همچنین نوع مدیریت باغ (مانند استفاده از کودهای آلی، آبیاری و هرس درختان) می‌تواند تأثیرات مختلفی بر ذخیره کربن خاک داشته باشد. در مقابل، در زمین‌های بایر به دلیل کمبود پوشش گیاهی و در نتیجه آن کاهش تولید بیوماس و همچنین عدم وجود مدیریت مناسب، خاک معمولاً دارای مقادیر کمتری از کربن آلی است. به علاوه شرایط خشک و نیمه‌خشک این مناطق باعث می‌شود که تجزیه مواد آلی با سرعت بالاتری انجام شود و در نتیجه ذخیره کربن آلی خاک در این مناطق کم باشد؛ بنابراین با تغییر کاربری به باغ زیتون، افزایش چشمگیری در ذخیره کربن خاک می‌توان انتظار داشت، زیرا این تغییر در کاربری باعث افزایش ورود مواد آلی به خاک می‌شود و همچنین شرایط محیطی متفاوتی را ایجاد می‌کند که می‌تواند به حفظ یا افزایش کربن در خاک کمک کند.

به‌طور کلی عقیده بر این است که کاربری اراضی و

مدیریت آن بر میزان کربن آلی ذخیره‌شده در خاک تأثیر می‌گذارد. تبدیل یک اکوسیستم طبیعی به اراضی زراعی و باغی می‌تواند مقدار ماده آلی تثبیت شده در خاک را کاهش دهد (Adiyah et al., 2022). در مقابل استفاده بهینه از اراضی مانند تبدیل مزارع نامرغوب و زمین‌های بایر به جنگل‌ها یا مراتع و باغات می‌تواند به بهبود ذخیره کربن منجر شود و در نهایت از مقدار دی‌اکسید کربن جو بکاهد که این موضوع می‌تواند اثرات سوانا‌شی از تغییرات اقلیمی را نیز کاهش دهد. با این وجود چنین تأثیراتی به طیف وسیعی از ویژگی‌های خاک مانند حاصلخیزی، جرم مخصوص ظاهری و میزان تأمین رطوبت خاک بستگی دارد (De Rosa et al., 2024; Eze et al., 2023). مطالعات نشان داده‌اند نرخ ترسیب کربن آلی خاک و پتانسیل ترسیب آن برای جنگل‌ها و پس از آن علفزارها، باغ‌ها و سایر انواع کاربری اراضی بالاترین میزان است. اکوسیستم‌های بدون دخالت انسان مانند جنگل‌ها و مراتع نقش مهمی در ذخیره طولانی مدت کربن در خاک دارند و این ذخایر می‌توانند تحت تأثیر منفی تبدیل کاربری زمین و تغییرات آب و هوایی قرار گیرند (Kooch et al., 2022). Li و همکاران (۲۰۲۴) در نتیجه تحقیق خود اعلام کردند کاشت گیاهان پوششی و ترکیب بقایای آن‌ها در خاک می‌تواند از دست دادن کربن آلی خاک ناشی از تغییر کاربری را جبران کند؛ مانند یافته‌های ما، چندین مطالعه ارتباط قوی بین مقدار ذخیره کربن آلی خاک نسبت به تغییرات کاربری را گزارش کرده‌اند. برای مثال Wang و همکاران (۲۰۱۸) در نتیجه تحقیق خود بر روی اثر تغییرات کاربری بر ذخیره کربن و سایر ویژگی‌های خاک اعلام کردند هرگونه تلاش برای کاهش تلفات کربن آلی خاک از طریق تغییر مدیریت در کاربری‌های مختلف به جذب کربن بیشتر در اکوسیستم‌های زمینی کمک می‌کند؛ بنابراین تغییر در کاربری در جهت مثبت و احیای پوشش‌های گیاهی می‌تواند باعث افزایش محتوای مواد آلی، افزایش چرخه مواد مغذی، بهبود ساختمان خاک و ارتقای تنوع میکروبی و کمک به سلامت و پایداری خاک شود.



شکل ۲- توزیع کمی برخی خصوصیات شیمیایی در خاک باغ زیتون و اراضی. در باکس پلات‌ها، خط میانه نمایانگر میانه داده‌ها است، لبه‌های باکس نشان‌دهنده چارک اول (Q_1) و چارک سوم (Q_3) هستند، و خط‌های خارج از باکس حداقل و حداکثر مقادیر را نشان می‌دهند.
Fig 2. Quantitative distribution of selected chemical properties in olive orchard and barren soils. In the box plots, the line inside the box represents the median, the edges of the box indicate the first (Q_1) and third (Q_3) quartiles, and the whiskers show the minimum and maximum values.

نیتروژن کل

نتایج حاصل از مقایسه میانگین نشان داد که نیتروژن کل خاک به‌طور معنی‌داری تحت تأثیر نوع کاربری زمین قرار دارد ($p < 0.01$)، به‌طوری‌که مقدار نیتروژن در باغ‌های زیتون به مقدار ۲۰٪ در صد و میزان آن در اراضی بایر ۰/۰۷٪ در صد ثبت شد (جدول ۱). همان‌طور که در جدول (۱) مشاهده می‌شود، تغییر کاربری از اراضی بایر به باغ زیتون موجب افزایش ۲/۸۵ برابری نیتروژن کل شد که بیانگر تأثیر مثبت استفاده کشاورزی مدیریت‌شده بر وضعیت نیتروژن خاک است. شکل (۲f) نیز صحت این نتایج را تأیید می‌کند و نشان‌دهنده افزایش مقدار نیتروژن کل در اثر تغییر کاربری از بایر به باغ زیتون است. افزایش نیتروژن در اثر تغییر کاربری به باغ زیتون عمدتاً به دلیل ورود ماده آلی غنی از نیتروژن، کاربرد کودهای آلی و معدنی و بهبود مدیریت آب‌و‌خاک است. علاوه بر این در باغ‌های زیتون استفاده از کودهای نیتروژنی رایج است و همراه با پوشش گیاهی پایدار و مدیریت بهینه، موجب بهبود وضعیت نیتروژن خاک نسبت به اراضی بایر می‌گردد. این یافته‌ها هم‌راستا با مطالعات

پیشین است که کاهش نیتروژن در کاربری بایر را به نبود پوشش گیاهی، فقر ماده آلی و افزایش فرسایش نسبت داده‌اند (Zhang et al., 2019; Zhu et al., 2024). در مجموع، نتایج این پژوهش تأکید می‌کند که تغییر کاربری از بایر به سیستم‌های زراعی پایدار، به‌ویژه باغ زیتون، می‌تواند ذخیره نیتروژن خاک را افزایش داده و از طریق بهبود حاصلخیزی، موجب ارتقای کیفیت خاک شود. با این وجود، مدیریت دقیق مصرف کود و منابع نیتروژنی برای جلوگیری از اتلاف و پیامدهای زیست‌محیطی ضروری است.

فسفر قابل جذب

نتایج مقایسه میانگین نشان داد که نوع کاربری زمین تأثیر معنی‌داری بر غلظت فسفر خاک دارد ($p < 0.01$) به‌طوری‌که مقدار فسفر قابل جذب در باغ زیتون (۱۳/۳۹ میلی گرم بر کیلوگرم) و در زمین‌های بایر (۱۱/۳۱ میلی گرم بر کیلوگرم) مشاهده شد (جدول ۱). به عبارتی، تغییر کاربری از اراضی بایر به باغ زیتون موجب افزایش ۱۸/۴۲ درصدی فسفر خاک گردید (جدول ۱). بررسی نمودارهای جعبه‌ای نیز این الگو

کلسیم و منیزیم محلول

با توجه به نتایج مقایسه میانگین مقدار کلسیم و منیزیم در کاربری‌های مختلف باهم تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال یک در صد دارد و مقدار آن‌ها به ترتیب از مقدار ۹/۲۱ و ۳/۴۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک در اراضی بایر به ۲۶/۸۱ و ۱۳/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک در باغ‌های زیتون افزایش یافت (جدول ۱). به عبارتی مقدار کلسیم و منیزیم خاک در اثر تغییر کاربری از اراضی بایر به باغ زیتون به ترتیب به مقدار ۳/۹۱ و ۲/۹۱ برابر افزایش یافت (جدول ۱). شکل‌های ۳c و ۳d نیز صحت این نتایج را تأیید می‌کند و نشان دهنده افزایش مقدار کلسیم و منیزیم محلول در اثر تغییر کاربری از بایر به باغ زیتون هستند.

تغییر کاربری زمین می‌تواند تأثیرات مختلفی بر مقدار کلسیم و منیزیم در خاک داشته باشد. این تغییرات بستگی به مدیریت زمین، نوع کودهای مورد استفاده و ویژگی‌های شیمیایی خاک دارد (Kooch et al., 2022). در زمین‌های بایر، معمولاً سطح کلسیم و منیزیم در خاک پایین است. این می‌تواند به دلیل کمبود مواد آلی، کمبود تجزیه و چرخه عناصر غذایی و یا فرسایش خاک باشد؛ اما در مقابل در باغ‌های زیتون، استفاده از کودهای آلی مانند کمپوست و نیز کودهای شیمیایی می‌تواند به افزایش مقدار کلسیم و منیزیم در خاک کمک کند. همچنین حضور درختان زیتون که پوشش گیاهی دائمی ایجاد می‌کنند، می‌تواند فرسایش خاک را کاهش داده و باعث حفظ و تثبیت عناصر غذایی مانند کلسیم و منیزیم شود (Ferreira et al., 2016). افزایش مقدار کلسیم و منیزیم در اثر تغییر کاربری به زمین‌های زراعی توسط Pierri Castilho و همکاران (۲۰۱۶) گزارش شده است. Leul و همکاران (۲۰۲۳) نیز در نتیجه مطالعه خود بر روی اثر تغییرات کاربری اراضی بر ویژگی‌های خاک اعلام کردند که برخی از ویژگی‌های کیفیت خاک، مانند ماده آلی، نیتروژن کل، جرم مخصوص ظاهری، تخلخل، ظرفیت تبادل کاتیونی، کلسیم و منیزیم قابل تبادل، در مقایسه با خاک‌های بکر جنگلی به عنوان شاهد (در سطح معنی‌داری $P < 0.01$) تحت تأثیر قرار گرفته‌اند.

کربنات کلسیم معادل

نتایج مقایسه میانگین نشان می‌دهد که تغییر کاربری اراضی بر میزان کربنات کلسیم معادل تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال ۱ در صد داشته و در اثر تبدیل اراضی بایر به باغ زیتون مقدار کربنات کلسیم معادل در خاک ۲۹/۶۷ در صد افزایش یافته است (جدول ۱). نمودارهای جعبه‌ای نیز این الگو را تأیید می‌

را تأیید می‌کند و مقدار میانه فسفر قابل جذب در باغ زیتون بالاتر از اراضی بایر قرار دارد که نشان می‌دهد مقدار آن در باغ زیتون به‌طور سیستماتیک در سطحی بالاتر از زمین بایر قرار دارد (شکل ۳a).

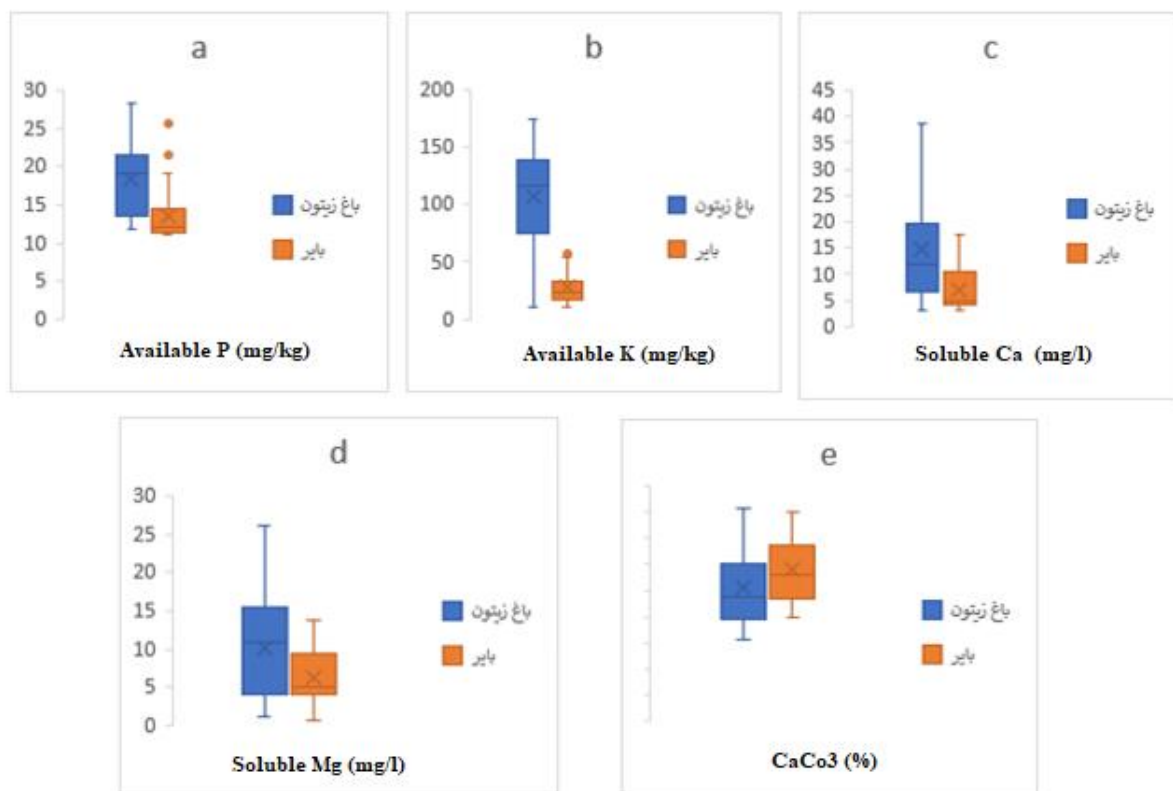
افزایش فسفر قابل جذب در اثر تغییر کاربری از اراضی بایر به باغ زیتون را می‌توان به بهبود مدیریت خاک، افزودن کودهای آلی و شیمیایی و ارتقای شرایط زیستی خاک نسبت داد. اراضی بایر به دلیل محدودیت پوشش گیاهی، افت مواد آلی و افزایش فرسایش سطحی معمولاً از نظر فسفر فقیر هستند. در مقابل، مدیریت زراعی در کاربری‌های کشاورزی، به‌ویژه در باغ‌های زیتون، از طریق افزودن کودها و بهبود ساختار خاک، موجب افزایش فسفر می‌شود. در باغ‌های زیتون کاربرد منظم کود و وجود پوشش دائمی گیاهی نقش مهمی در کاهش فرسایش و نگهداری عناصر غذایی از جمله فسفر ایفا می‌کند (McGrath et al., 2001). این یافته‌ها نشان می‌دهد که تغییر کاربری از زمین‌های بایر به اراضی زراعی مدیریت شده می‌تواند منجر به افزایش فسفر خاک و بهبود کیفیت آن شود، مشروط بر آن‌که مصرف کود و مدیریت آب و خاک به‌درستی انجام گیرد.

پتاسیم قابل جذب

بر اساس نتایج مقایسه میانگین، تغییر کاربری اراضی اثر معنی‌داری بر میزان پتاسیم خاک دارد ($p < 0.01$). تغییر کاربری از زمین‌های بایر به باغ زیتون باعث افزایش ۷/۷۴ برابری غلظت پتاسیم در خاک گردید که نشانگر تأثیر مثبت این تغییرات بر بهبود وضعیت پتاسیم خاک است (جدول ۱). اختلاف بسیار زیاد مقدار پتاسیم محلول بین دو کاربری بایر و باغ زیتون در شکل (۳b) نیز مشاهده می‌شود. افزایش پتاسیم در کاربری‌های زراعی را می‌توان به مصرف منظم کودهای پتاسیمی، مدیریت بهینه خاک و آب و افزایش فعالیت‌های زراعی نسبت داد. باغ‌های زیتون به دلیل نیاز بالای گیاه به پتاسیم برای رشد و افزایش کیفیت میوه، معمولاً با کودهای پتاسه تغذیه می‌شوند. در مقابل، اراضی بایر به دلیل پوشش گیاهی محدود، کمبود مواد آلی و فرسایش سطحی، از نظر ذخیره عناصر غذایی نظیر پتاسیم فقیر هستند (Hydari et al., 2020). نتایج این مطالعه با یافته‌های Levy و همکاران (۲۰۱۸) و سایر مطالعات مانند Tellen و Yermia (۲۰۱۸) و Yuan و همکاران (۲۰۲۴) همخوانی دارد. این مطالعات نیز نشان داده‌اند که تغییر کاربری اراضی از وضعیت طبیعی و بکر به کاربری‌های کشاورزی می‌تواند موجب تغییرات قابل توجه در سطح عناصر غذایی خاک، از جمله پتاسیم شود.

در کاربری باغ زیتون نسبت به اراضی بایر می‌توان به عملیات کشت و کار درخت‌های زیتون که موجب اختلاط خاک‌های زیرین که دارای کربنات کلسیم معادل نسبتاً بیشتری نسبت به خاک رویی می‌باشند، اشاره کرد. مطالعات زیادی بر روی تأثیر تغییر کاربری اراضی بر مقدار کربنات کلسیم معادل خاک انجام شده است که نتایج آن‌ها نشان می‌دهد تغییر کاربری اراضی سبب ایجاد تغییرات معنی‌دار در مقدار کربنات کلسیم معادل شده است (Pichand et al. 2017).

کنند و نشان می‌دهند مقدار کربنات کلسیم معادل در باغ زیتون بیشتر از اراضی بایر است (شکل ۳e). میزان کربنات کلسیم معادل اغلب به جنس مواد مادری خاک بستگی دارد. از آنجایی که بررسی‌های اولیه صورت گرفته روی خاک منطقه نشان داده است خاک مناطق نمونه‌برداری شده مواد مادری تقریباً یکسانی داشتند، بنابراین می‌توان تغییر در مقدار کربنات کلسیم معادل را به تغییر کاربری اراضی مرتبط دانست. Nanganoa و همکاران (۲۰۱۹) نیز گزارش کردند که اختلاف معنی‌داری در میزان کربنات کلسیم معادل خاک پس از تغییر کاربری اراضی از جنگل به مرتع و زراعت وجود دارد. از دلایل افزایش مقدار آهک خاک



شکل ۳- توزیع کمی برخی خصوصیات شیمیایی در خاک باغ زیتون و اراضی. در باکس پلات‌ها، خط میانه نمایانگر میانه داده‌ها است، لبه‌های باکس نشان‌دهنده چارک اول (Q_1) و چارک سوم (Q_3) هستند، و خط‌های خارج از باکس حداقل و حداکثر مقادیر را نشان می‌دهند.

Fig 3. Quantitative distribution of selected chemical properties in olive orchard and barren soils. In the box plots, the line inside the box represents the median, the edges of the box indicate the first (Q_1) and third (Q_3) quartiles, and the whiskers show the minimum and maximum values

بافت در هر دو کاربری همچنان در رده لوم رسی (Clay Loam) قرار می‌گیرد (جدول ۲). تفاوت‌های مشاهده شده در درصد ذرات خاک را می‌توان به تأثیر فرایندهای سطحی و مدیریتی ناشی از تغییر کاربری نسبت داد، نه به تغییر ماده مادری یا دگرگونی بلندمدت بافت خاک. مطابق (جدول ۲)، تغییر کاربری از بایر به باغ زیتون در لایه سطحی مورد نمونه‌برداری

ویژگی‌های فیزیکی خاک بافت خاک

نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که تغییر کاربری از اراضی بایر به باغ زیتون موجب ایجاد تفاوت‌هایی در درصد رس، سیلت و شن در لایه سطحی خاک شده است؛ با این حال، این تغییرات از نظر آماری معنی‌دار نبوده و الگوی کلی طبقه‌بندی

موجب افزایش مقدار رس به میزان ۳/۰۱ درصد و افزایش سیلت به میزان ۵/۶۸ درصد شده و در مقابل، مقدار شن کاهش یافته و در باغ زیتون حدود ۹/۹۹ درصد کمتر از اراضی بایر است. شکل‌های ۳a، ۳b و ۳c نیز این الگو را تأیید می‌کنند؛ به‌گونه‌ای که در کاربری باغ زیتون پراکنش داده‌ها منظم‌تر بوده و میانه مقادیر رس و سیلت در سطحی بالاتر نسبت به کاربری بایر قرار گرفته است، درحالی‌که میزان شن در باغ زیتون دارای دامنه کمتر و تمرکز بیشتری در مقادیر پایین‌تر است. این امر نشان می‌دهد که کاربری باغ زیتون از پایداری بیشتر در بخش سطحی خاک برخوردار است.

تغییرات مشاهده شده می‌تواند ناشی از چند مکانیسم هم‌زمان باشد: در اراضی بایر، ضعف ساختمان خاک، فقدان ماده آلی، نبود شبکه ریشه‌ای و فرسایش سطحی موجب افزایش رس قابل انتشار و شست‌وشوی آن شده و به کاهش نسبی رس و سیلت در سطح خاک منجر می‌شود. در مقابل، در باغ‌های زیتون حضور ماده آلی، فعالیت ریشه‌ها و پایداری بیشتر خاکدانه‌ها باعث حفظ رس و سیلت در لایه سطحی و جلوگیری از تجزیه و انتقال ذرات ریز می‌شود. علاوه بر این، افزایش رس و سیلت در باغ

زیتون می‌تواند ناشی از انتقال ذرات توسط آب آبیاری و رسوب‌گذاری در باغ، فرسایش انتخابی ذرات در شتر و اختلاط خاک در عملیات مدیریتی باغ نیز باشد (Miju et al., 2025; Sun et al., 2016). پژوهش‌ها نشان می‌دهند که مدیریت ماده آلی و آبیاری می‌تواند ساختمان خاک سطحی را بهبود بخشیده و توزیع اندازه ذرات را تحت تأثیر قرار دهد (Joshi and Garkoti, 2023). با توجه به مقیاس محدود منطقه مطالعه، تفاوت‌های مشاهده‌شده احتمالاً ناشی از عوامل محیطی گسترده‌تر نیستند و عمدتاً در سطح فرایندهای فیزیکی سطح خاک قابل تبیین‌اند. در مجموع، تغییر کاربری می‌تواند از طریق اثر بر ساختمان خاک، پایداری خاک‌دانه‌ها، فرسایش، ماده آلی و فعالیت مدیریتی، سبب تغییر در توزیع ذرات در لایه سطحی نمونه‌برداری‌شده شود، بدون آنکه ماهیت بافت ژنتیکی خاک تغییر یابد (Torres et al., 2020). این یافته‌ها یک دید جامع‌تر از مکانیسم‌های متنوع تغییر بافت خاک در پاسخ به تغییر کاربری ارائه می‌دهند و نشان می‌دهند که اثرات کوتاه مدت مدیریتی می‌توانند توزیع ذرات سطحی را تحت تأثیر قرار دهند، حتی در شرایطی که بافت اصلی خاک ثابت باقی می‌ماند.

جدول ۲- مقایسه میانگین ویژگی‌های فیزیکی خاک در انواع مختلف کاربری

Table 2. Comparison of the mean physical properties of soil under different land-use types

نوع کاربری Land-Use	رس Clay درصد (%)	سیلت Silt درصد (%)	شن Sand درصد (%)	جرم مخصوص ظاهری Bulk density (g/m ³)	رس قابل انتشار Dispersible clay درصد (%)
باغ زیتون Olive Orchard	37.60 ^a	35.33 ^a	27.06 ^a	1.28 ^b	22.87 ^b
بایر Bare	36.50 ^a	33.43 ^a	30.06 ^a	1.35 ^a	30.56 ^a
درصد تغییرات در اثر تغییر کاربری به باغ زیتون Percentage change due to land-use conversion to olive orchard	+3.01	+5.68	-9.99	-5.19	-25.18

میانگین‌های دارای حروف غیر مشترک در هر ستون، اختلاف معنی‌دار دارند ($P < 0.01$).

Means with different letters within each column are significantly different ($P < 0.01$)

جرم مخصوص ظاهری

جرم مخصوص ظاهری خاک در دو کاربری باغ زیتون و بایر اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال یک درصد نشان داد (جدول ۲)، به‌گونه‌ای که مقدار این ویژگی از ۱/۳۵ g/cm³ در زمین بایر به ۱/۲۸ g/cm³ در باغ زیتون کاهش یافته و بیانگر کاهش حدود ۱۹/۵ درصدی در اثر تغییر کاربری است. بررسی نمودار جعبه‌ای نیز این اختلاف را تأیید کرد (شکل ۳d)؛ به‌طوری‌که میانگین و میانه جرم مخصوص ظاهری در باغ زیتون به‌طور محسوسی کمتر است و دامنه تغییرات آن نیز نشان‌دهنده تغییرپذیری بیشتر ناشی از مدیریت باغی است. این اختلاف به‌طور مستقیم بیانگر

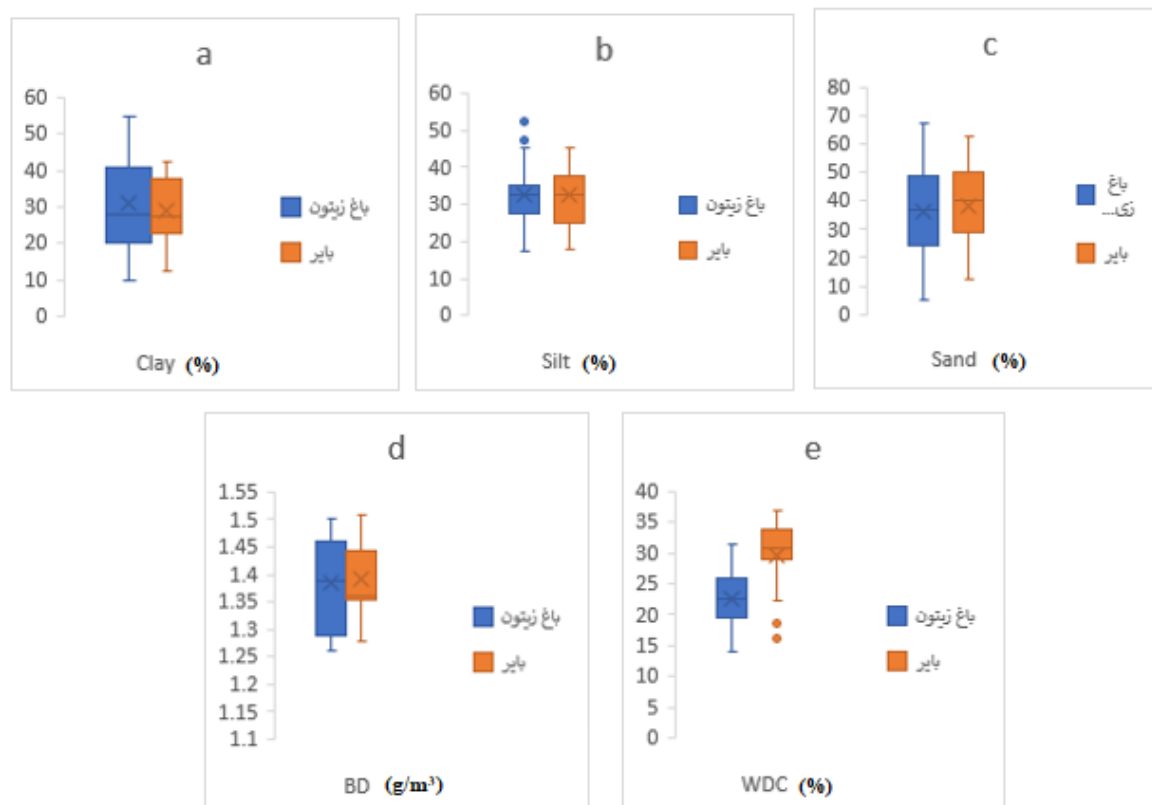
اثر مدیریت کاربری بر ویژگی‌های فیزیکی خاک است، زیرا نوع پوشش گیاهی، میزان ماده آلی و شدت فعالیت‌های مدیریتی، نقش تعیین‌کننده‌ای در تغییر ساختمان و تخلخل خاک دارند. این وضعیت می‌تواند ناشی از افزایش ماده آلی، فعالیت ریشه‌ای بیشتر و تجمع بقایای گیاهی در باغ زیتون باشد؛ عواملی که علاوه بر افزایش منافذ ریز، موجب پایداری بیشتر خاک‌دانه‌ها می‌شوند. در مقابل، خاک کاربری بایر به دلیل کاهش ماده آلی و نبود پوشش گیاهی، مستعد تخریب ساختمان خاک، شکست خاک‌دانه‌ها و پر شدن خلل و فرج توسط ذرات حاصل از فرسایش است که همگی منجر به افزایش جرم مخصوص

به خاکورزی مرسوم گزارش نموده‌اند و علت آن را بالا بودن مقدار ماده آلی خاک می‌دانند که اثر تخریب اعمال خاکورزی را خنثی می‌نماید.

رس قابل‌انتشار در آب

اثر تغییر کاربری بر مقدار رس قابل‌انتشار در آب در سطح احتمال ۰/۰۱ معنی‌دار است (جدول ۲). نتایج نشان داد مقدار رس قابل انتشار در باغ زیتون به‌طور معنی‌داری کمتر از اراضی بایر بوده و در اثر تغییر کاربری از زمین بایر به باغ زیتون به مقدار ۲۵/۱۸ در صد کاهش یافته است (جدول ۲). در شکل (۳e) میانگین و میانه رس قابل انتشار در خاک بایر در سطحی بالاتر قرار گرفته‌اند که بیانگر ناپایداری بیشتر خاک‌دانه‌ها و حساسیت بالاتر خاک بایر به فرسایش است. باغ‌ها و اراضی کشاورزی معمولاً مقدار رس قابل انتشار در آب کمتری دارند، زیرا وجود پوشش گیاهی و مدیریت بهتر خاک باعث تثبیت رس می‌شود. کاشت درختان زیتون در صورت همراهی با مدیریت صحیح، می‌تواند تأثیر مثبتی بر پایداری خاک و کاهش پراکندگی رس داشته باشد. در این شرایط، به دلیل کاهش سرعت جریان آب و افزایش فرصت رسوب‌گذاری، ذرات ریز رس تثبیت شده و از شسته شدن آن‌ها جلوگیری می‌شود. همچنین حضور مواد آلی و تشکیل خاکدانه‌های پایدار در این اراضی، از طریق ایجاد پیوندهای فیزیکی و شیمیایی بین ذرات رس، ماده آلی و اکسیدهای فلزی، منجر به کاهش رس قابل انتشار و تقویت ساختار خاک می‌گردد. در مقابل، در اراضی بایر که فاقد پوشش گیاهی و ماده آلی هستند و تحت تأثیر بارندگی بدون حفاظ قرار می‌گیرند، میزان رس قابل انتشار بالاتر بوده و این امر، خطر فرسایش سطحی و کاهش تدریجی مقدار رس را افزایش می‌دهد (Martinez-Mena et al., 2020).

ظاهری می‌شوند. از سوی دیگر، کاهش جرم مخصوص ظاهری در باغ زیتون می‌تواند بخشی از اثر عملیات خاک‌ورزی باشد. مطابق با یافته‌های Tellen و Yerima (۲۰۱۸)، شخم می‌تواند با خرد کردن کلوخه‌ها، افزایش تخلخل و تغییر در حجم توده خاک، جرم مخصوص ظاهری را کاهش دهد. این در حالی است که مقدار جرم مخصوص حقیقی خاک کمتر تحت تأثیر تغییر کاربری قرار می‌گیرد و در نتیجه افزایش تخلخل ناشی از شخم مستقیماً موجب کاهش جرم مخصوص ظاهری می‌شود. افزون بر این، تفاوت بافت خاک نیز می‌تواند این نتایج را توضیح دهد؛ خاک‌های باغ زیتون که دارای درصد رس بالاتری هستند، به‌طور طبیعی حجم بیشتری از منافذ ریز را در خود جای می‌دهند و در نتیجه، نسبت به خاک‌های شنی‌تر کاربری بایر، جرم مخصوص ظاهری کمتری دارند. این نتایج با نتایج Meena و همکاران (۲۰۱۸) مطابقت دارد که کاهش معنی‌دار وزن مخصوص ظاهری خاک را در اراضی کشاورزی نسبت به اراضی بکر گزارش کردند. در تحقیق‌هایی مشابه به Zhu و همکاران (۲۰۲۴) و Yao و همکاران (2021) به این نتایج دست یافتند که خاک جنگلی با مقدار ماده آلی بیشتر، دارای جرم مخصوص ظاهری کمتری نسبت به سایر کاربری‌ها بود. آن‌ها مقدار کمتر جرم مخصوص ظاهری در سایر کاربری‌های مدیریت شده را به دلیل اختلالاتی که خاک‌ورزی طولانی مدت در خاک ایجاد می‌کند و به خاک آسیب رسانده و سبب ایجاد تراکم در خاک می‌شود اعلام نمودند. Frac و همکاران (۲۰۲۰) گزارش کردند که اعمال خاک‌ورزی سبب کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک می‌گردد، ولی پس از گذشت زمان مقدار آن به حالت اولیه بازگشته و حتی گاهی بیشتر از مقدار اولیه نیز می‌گردد که علت آن خرد شدن خاک و جایگزین شدن ذرات ریز در منافذ درشت خاک است. نوع و شدت عملیات خاک‌ورزی نیز در مقدار تغییر جرم مخصوص ظاهری خاک مؤثر است. Beare و همکاران (۱۹۹۴) نیز افزایش جرم مخصوص ظاهری خاک را در روش بدون خاک‌ورزی نسبت



شکل ۴- توزیع کمی برخی خصوصیات فیزیکی در خاک باغ زیتون و اراضی بایر. در باکس پلات‌ها، خط میانه نمایانگر میانه داده‌ها است، لبه‌های باکس نشان‌دهنده چارک اول (Q_1) و چارک سوم (Q_3) هستند، و خط‌های خارج از باکس حداقل و حداکثر مقادیر را نشان می‌دهند.
Fig 4. Quantitative distribution of selected physical properties in olive orchard and barren soils. In the box plots, the line inside the box represents the median, the edges of the box indicate the first (Q_1) and third (Q_3) quartiles, and the whiskers show the minimum and maximum values.

تجزیه مواد آلی توسط میکروب‌ها مورد استفاده قرار گیرد (Ding et al., 2023). زمین‌های بایر معمولاً دارای کمترین میزان تنفس میکروبی هستند. این به دلیل کمبود مواد آلی، پوشش گیاهی کم و شرایط سخت محیطی است که باعث کاهش فعالیت میکروبی می‌شود (Frąc et al., 2020). در مقابل باغ‌های زیتون به دلیل مدیریت بهتر خاک، افزودن کودهای آلی و معدنی، و وجود پوشش گیاهی پایدار، شرایط مناسبی برای فعالیت میکروبی دارند (Llimós et al., 2021). مطالعات بسیاری نیز در راستای تأیید این نتایج نشان داده‌اند که کاشت محصولات زراعی و باغی و احیای طبیعی می‌توانند فراوانی میکروارگانیسم‌های خاک و در نتیجه مقدار تنفس و بیوماس میکروبی را تغییر دهند. الگوهای کشت خاک و احیای طبیعی منجر به تفاوت‌های قابل توجهی بین فراوانی باکتری‌های هوازی، بی‌هوازی اختیاری و متحمل به تنش می‌شود (Silva-Sánchez et al., 2019).

ویژگی‌های زیستی خاک تنفس میکروبی

نتایج نشان داد که مقدار تنفس میکروبی در کاربری‌های مختلف با یکدیگر تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۰/۰۱ دارند (۰/۵۴ در باغ زیتون و ۰/۲۸ در کاربری بایر) و تغییر کاربری از زمین بایر به باغ زیتون سبب افزایش ۹۰/۸۱ درصدی مقدار تنفس میکروبی شد (جدول ۳). در شکل (۵a) نیز به وضوح تفاوت بین مقادیر تنفس میکروبی بین دو کاربری قابل مشاهده است و اثر مثبت و قوی تغییر کاربری از بایر به باغ زیتون، بر فعالیت متابولیکی میکروارگانیسم‌ها نشان داده شده است.

تغییر کاربری زمین از بایر با پوشش نیمه‌بیابانی به باغ زیتون می‌تواند تأثیرات مهمی بر تنفس میکروبی خاک داشته باشد. تنفس میکروبی معیاری از فعالیت میکروبی در خاک است و می‌تواند به عنوان شاخصی از سلامت زیستی خاک و توانایی

جدول ۳- مقایسه میانگین ویژگی‌های زیستی خاک در انواع مختلف کاربری

Table 3. Comparison of the mean biological properties of soil under different land-use types

نسبت میکروبی Microbial quotient (%) درصد	تنفس میکروبی Microbial respiration (mgCO ₂ . g ⁻¹ dm . 24 h ⁻¹)	کاربری Land-Use
1.93 ^a	0.54 ^a	باغ زیتون Olive Orchard
1.95 ^a	0.28 ^b	بایر Bare
-1.00	+90.81	درصد تغییرات در اثر تغییر کاربری به باغ زیتون Percentage change resulting from land-use conversion to olive orchard

میانگین‌های دارای حروف غیرمشتک در هر ستون، اختلاف معنی‌داری دارند ($P < 0.01$).

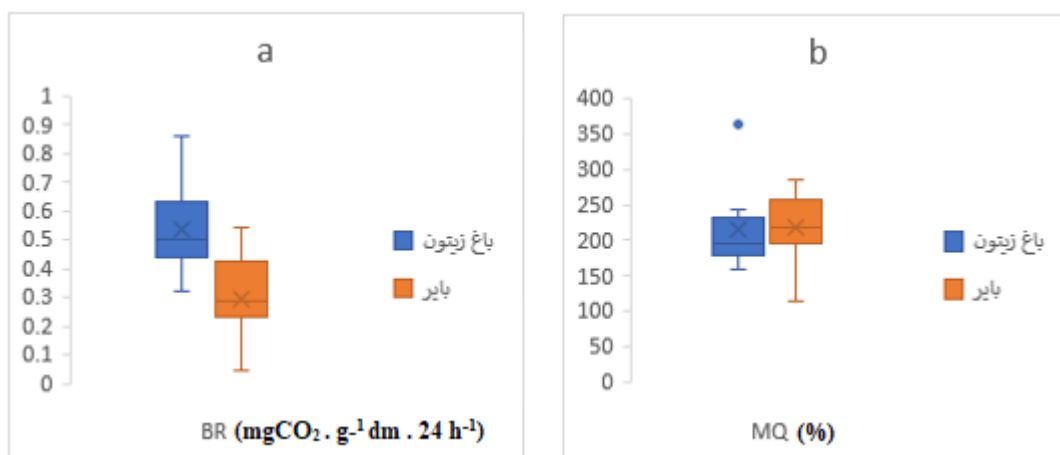
Means with different letters within each column are significantly different ($P < 0.01$).

نسبت میکروبی

نتایج مقایسه میانگین بیانگر آن است که مقدار نسبت میکروبی در کاربری‌های بایر و باغ زیتون مشابه است (حدود ۱/۹۳ تا ۱/۹۵) و تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۰/۰۱ بین آن‌ها وجود ندارد (جدول ۳). این نتایج نشان می‌دهد که تغییر کاربری تأثیر عمده‌ای بر نسبت کربن زیست‌توده میکروبی به کربن آلی کل خاک ندارد. نتایج ارائه شده در شکل (۵b) نیز این نتایج را تأیید نموده و مشاهده می‌شود مقدار نسبت میکروبی بین دو کاربری بایر و باغ زیتون اختلاف کمی دارد و هم‌پوشانی شدید آن بیانگر پایداری این شاخص و حساسیت کم آن به تغییر کاربری کوتاه‌مدت یا میان‌مدت است.

نسبت میکروبی، معمولاً به عنوان نسبتی بین میکروبیوم خاک (میکروب‌های فعال) و مقدار کربن آلی خاک تعریف می‌شود. این نسبت نشان می‌دهد که چه بخشی از مواد آلی خاک تحت تأثیر فرایندهای زیستی، به‌خصوص توسط میکروب‌ها، در حال مصرف یا نگهداری است (Yan et al., 2022). به‌طور کلی، نسبت میکروبی برای مقایسه سلامت زیستی و سطح فعالیت میکروبی بین انواع مختلف کاربری زمین به کار می‌رود (Mganga et al., 2024). عدم وجود تغییرات چشمگیر در مقدار نسبت میکروبی در دو کاربری (باغ زیتون و زمین بایر) به معنی فعالیت میکروبی مشابه نسبت بیوماس میکروبی به کربن آلی خاک است. این بدین معناست که باوجود تفاوت‌های

احتمالی در خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک، میکروب‌های خاک در هر دو نوع کاربری به یک‌میزان از کربن آلی خاک برای فعالیت زیستی خود استفاده می‌کنند و توده میکروبی در خاک کاربری‌های متفاوت، نسبت ثابتی از کربن آلی است. به عبارت دیگر پایداری نسبت میکروبی نشان‌دهنده این است که سهم میکروارگانیسم‌ها در چرخه کربن، حتی با تغییرات در نوع کاربری زمین، تغییرات زیادی را تجربه نمی‌کند. از دلایل احتمالی این مسئله می‌توان به اقلیم و شرایط محیطی مانند دما و رطوبت اشاره کرد که تأثیر قابل توجهی بر فعالیت میکروبی دارند. از آنجاییکه این کاربری‌ها در ناحیه‌ای با شرایط آب و هوایی یکسان واقع شده‌اند، اقلیم و شرایط محیطی یکسان می‌تواند فعالیت میکروبی را در هر دو کاربری مشابه نگاه دارد. علاوه بر این، ساختار فیزیکی خاک، مانند میزان تهویه و رطوبت، بر فعالیت میکروبی تأثیر می‌گذارد و از آنجاکه ساختار خاک بین این دو کاربری تفاوت قابل توجهی ندارد، می‌تواند عاملی برای برابری نسبت میکروبی باشد. مطالعات متعددی نیز در راستای تأیید این نتیجه مشاهده شده است. مثلاً Yan و همکاران (۲۰۲۲) به بررسی اثر تغییر کاربری زمین بر زیست‌توده میکروبی و نسبت میکروبی خاک در شمال چین پرداختند. نتایج نشان داد نسبت میکروبی در اراضی کشاورزی رها شده با زمین‌های زراعی تفاوت قابل توجهی نداشت و مقدار آن در کاربری‌های مختلف نسبتاً پایدار بود.



شکل ۵- توزیع کمی برخی خصوصیات زیستی در خاک باغ زیتون و اراضی. در باکس پلات‌ها، خط میانه نمایانگر میانه داده‌ها است، لبه‌های باکس نشان‌دهنده چارک اول (Q_1) و چارک سوم (Q_3) هستند، و خط‌های خارج از باکس حداقل و حداکثر مقادیر را نشان می‌دهند

Fig 5. Quantitative distribution of selected biological properties in olive orchard and barren soils. In the box plots, the line inside the box represents the median, the edges of the box indicate the first (Q_1) and third (Q_3) quartiles, and the whiskers show the minimum and maximum values

کوددهی از ضرورت‌های مدیریتی این کاربری به شمار می‌روند. در مجموع، نتایج نشان داد که تغییر کاربری از اراضی بایر به باغ زیتون می‌تواند در کوتاه‌مدت به بهبود برخی شاخص‌های کیفیت خاک منجر شود، اما دوام و پایداری این بهبودها کاملاً به نحوه مدیریت بستگی دارد. برای ارزیابی دقیق‌تر پیامدهای بلندمدت، مطالعات آینده باید به‌طور صریح اثرات مدیریت را از اثرات خود تغییر کاربری تفکیک کرده و پیامدهای اکولوژیک از جمله روند شوری، پویایی مواد آلی، تنوع زیستی خاک و امنیت آبی را در بازه‌های زمانی طولانی‌تر بررسی نمایند. با چنین رویکردی می‌توان درباره تداوم یا عدم تداوم بهبودهای مشاهده شده اظهار نظر علمی و معتبر ارائه کرد.

تعارض منافع

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

مشارکت نویسندگان

تمامی نویسندگان به‌طور برابر در مفهوم‌پردازی پژوهش و نگارش پیش‌نویس اولیه و نسخه‌های بازنگری‌شده مقاله مشارکت داشته‌اند.

Conceptualization, K.M., M.N. and A.G.; Methodology, K.M., M.N., A.G., J.S.; software, S.H.; validation, S.H., M.S.A., J.S and K.M.; Formal Analysis, S.H.; Investigation, S.H.; Resources, S.H.; Data Curation, A.G., M.N; Writing—Original Draft Preparation, S.H.; Writing—Review and Editing, S.H., K.M., M.N., A.G., J.S; Visualization, S.H.; Supervision, K.M.; Project Administration, A.G.

نتیجه‌گیری

یافته‌های این پژوهش نشان داد که تبدیل اراضی بایر به باغ زیتون در منطقه لوشان با تغییرات قابل توجهی در ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک همراه بود. بخش عمده افزایش عناصر غذایی (نظیر کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر قابل جذب، پتاسیم، کلسیم و منیزیم)، بهبود ظرفیت تبادل کاتیونی و کاهش جرم مخصوص ظاهری را می‌توان به مداخلات مدیریتی رایج در باغ‌ها به‌ویژه کوددهی، آبیاری منظم و اختلاط مکانیکی خاک نسبت داد. این موضوع نشان می‌دهد که بهبودهای ثبت شده در واقع محصول تعامل بین تغییر کاربری و شدت مدیریت بوده و الزاماً نمی‌توان آن‌ها را به‌عنوان ویژگی ذاتی کشت زیتون تفسیر کرد.

در سطح فیزیکی و زیستی، کاهش رس قابل انتشار و افزایش تنفس میکروبی حاکی از ارتقای نسبی پایداری خاکدانه‌ها و افزایش فعالیت زیستی در کاربری باغ زیتون است. با این حال، این شاخص‌ها نیز تا حد زیادی از رژیم کوددهی، کیفیت و مقدار آب آبیاری و میزان مواد آلی ورودی تأثیر می‌پذیرند.

در مقابل این تغییرات مطلوب، افزایش معنی‌دار هدایت الکتریکی در خاک باغ‌های زیتون، یک پیامد اکولوژیک بالقوه نگران‌کننده است که می‌تواند در بلندمدت به کاهش نفوذپذیری، تخریب ساختار خاک، اختلال در تبادل کاتیونی و کاهش کارایی عناصر غذایی منجر شود. روند افزایشی شوری که در این مطالعه مشاهده شد، نشان می‌دهد که سیستم مورد بررسی ممکن است در مسیر پس‌روی کیفی قرار گیرد؛ از اینرو، هرگونه ارزیابی مثبت درباره پایداری چنین سامانه‌ای باید با احتیاط جدی همراه باشد. پایش مستمر شوری، کنترل کیفیت آب آبیاری و اصلاح برنامه

References

1. Adiyah, F., Michéli, E., Csorba, A., Weldmichael, T. G., Gyuricza, C., Ocansey, C. M., ... & Fuchs, M. (2022). Effects of landuse change and topography on the quantity and distribution of soil organic carbon stocks on Acrisol catenas in tropical small-scale shade cocoa systems of the Ashanti region of Ghana. *Catena*, 216, 106366. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106366>
2. Anderson, J. P. (1982). Soil respiration. *Methods of soil analysis: part 2 chemical and microbiological properties*, 9, 831-871. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2e.d.c41>
3. Beare, M. H., Hendrix, P. F., & Coleman, D. C. (1994). Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional-and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal*, 58(3), 777-786. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800030020x>
4. Beheshti, A. A. A., Raiesi, F., & GOLCHIN, A. (2011). The effects of soil disturbance due to land use change of forest lands to cultivated lands on biological soil quality indices of forest ecosystems of Northern Iran. *SID*. <https://sid.ir/paper/211228/en>
5. Blake, G. R., & Hartge, K. H. (1986). Bulk density. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods*, 5, 363-375.
6. Bower, C. A., Reitemeier, R. F., & Fireman, M. (1952). Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Soil science*, 73(4), 251-262.
7. Buraka, T., Elias, E., & Lelago, A. (2022). Soil organic carbon and its' stock potential in different land-use types along slope position in Coka watershed, Southern Ethiopia. *Heliyon*, 8(8). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10261>
8. Chen, S., Zhang, G., Zhu, P., Wang, C., & Wan, Y. (2023). Impact of land use type on soil erodibility in a small watershed of rolling hill northeast China. *Soil and Tillage Research*, 227, 105597. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105597>
9. Cotrufo, M. F., Haddix, M. L., Kroeger, M. E., & Stewart, C. E. (2022). The role of plant input physical-chemical properties, and microbial and soil chemical diversity on the formation of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 168, 108648. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108648>
10. de Pierri Castilho, S. C., Cooper, M., Dominguez, A., & Bedano, J. C. (2016). Effect of land use changes in eastern amazonia on soil chemical, physical, and biological attributes. *Soil Science*, 181(3/4), 133-147. DOI: [10.1097/SS.0000000000000152](https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000152)
11. De Rosa, D., Ballabio, C., Lugato, E., Fasiolo, M., Jones, A., & Panagos, P. (2024). Soil organic carbon stocks in European croplands and grasslands: How much have we lost in the past decade?. *Global Change Biology*, 30(1), e16992. <https://doi.org/10.1111/gcb.16992>
12. Ding, J. N. (2023). Effect Of Cultivation and Natural Restoration On Soil Microbial Functional Structure In Coldregion Wetlands. *Applied Ecology & Environmental Research*, 21(2). 10.15666. DOI: http://dx.doi.org/10.15666/aeer/2102_14711484
13. Ebrahimi, M., S. Kashani & A. Moghadam, 2016. Effect of range land change to Aggricultural on soil productivity. *Water and Soil journal*, 1(26): 31-44 (in Persian).
14. Estefan, G., Sommer, R., & Ryan, J. (2013). *Methods of soil, plant, and water analysis: a manual for the West Asia and North Africa region*. <https://hdl.handle.net/20.500.11766/7512>
15. Eze, S., Magilton, M., Magnone, D., Varga, S., Gould, I., Mercer, T. G., & Goddard, M. R. (2023). Meta-analysis of global soil data identifies robust indicators for short-term changes in soil organic carbon stock following land use change. *Science of the Total Environment*, 860, 160484. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160484>
16. Ferreira, A. C. C., Leite, L. F. C., de 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 & Development*, 27(2), 171-178. <https://doi.org/10.1002/ldr.2282>
17. Frąc, M., Lipiec, J., Usowicz, B., Oszust, K., & Brzezińska, M. (2020). Structural and functional microbial diversity of sandy soil under cropland and grassland. *PeerJ*, 8, e9501. <https://doi.org/10.7717/peerj.9501>
18. Gee, G.W. and Bauder J.M. (1986). Partical-size analysis. In *Methods of Soil Analysis, Part 1, Physical and Mineralogical Methods*. Agronomy Monograph No. 9 (2nd

- edition), American Society of Agronomy, Madison, WI. Pp 383-411. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c15>
19. Geremew, B., Tadesse, T., Bedadi, B., Gollany, H. T., Tesfaye, K., & Aschalew, A. (2023). Impact of land use/cover change and slope gradient on soil organic carbon stock in Anjeni watershed, Northwest Ethiopia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(8), 971. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11537-7>
20. Guibert, H., Fallavier, P., & Roméro, J. J. (1999). Carbon content in soil particle size and consequence on cation exchange capacity of alfisols. *Communications in soil science and plant analysis*, 30(17-18), 2521-2537. <https://doi.org/10.1080/00103629909370392>
21. Hemmati, S. , Moravej, K. , Golchin, A. and Askari, M. S. (2025). Assessment of the Impact of Land Use Change on Soil Physical, Chemical, and Biological Properties: A Case Study in the Loshan Region, Gilan Province. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, (), -. doi: 10.22059/ijswr.2025.395186.669938. (In Persian). [10.22059/ijswr.2025.395186.669938](https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.395186.669938)
22. Hesse P.R. 1971. A text book of soil chemical analysis. John Murray. London. <https://doi.org/10.1201/9780203739433>
23. Hydari, N., Mousavi, S. B., Beheshti Ale Agha, A., Rakhsh, F., & Karimi, I. (2022). The effect of land use change on some physical, chemical and biological characteristics of soil. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 53(7), 1625-164. (In Persian). [10.22059/ijswr.2022.344871.669298](https://doi.org/10.22059/ijswr.2022.344871.669298)
24. Javadi S, Zehtabian G, Khosravi H, Abolhasani A.(2020) Assessing the impact of land use change on Soil physical and chemical characteristics (Case study: Eshtehard, Alborz province).220-208:(2) 14. (In Persian). [20.1001.1.20080891.1399.14.2.4.4](https://doi.org/10.1001.1.20080891.1399.14.2.4.4)
25. Joshi, R. K., & Garkoti, S. C. (2023). Influence of vegetation types on soil physical and chemical properties, microbial biomass and stoichiometry in the central Himalaya. *Catena*, 222, 106835. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106835>
26. Knudsen D., Peterson G.A. and Pratt P.F. (1982). Lithium, sodium and potassium. p. 225-246. In: A.L. Page (ed) *Methods of Soil Analysis*. Part 2. America Society of Agronomy. Madison, WI. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c13>
27. Kooch, Y., Ghorbanzadeh, N., Kuzyakov, Y., Praeg, N., & Ghaderi, E. (2022). Investigation of the effects of the conversion of forests and rangeland to cropland on fertility and soil functions in mountainous semi-arid landscape. *Catena*, 210, 105951. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105951>
28. Krogh, L., Breuning-Madsen, H., & Greve, M. H. (2000). Cation-exchange capacity pedotransfer functions for Danish soils. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Plant Soil Science*, 50(1), 1-12. <https://doi.org/10.1080/090647100750014358>
29. Leul, Y., Assen, M., Damene, S., & Legass, A. (2023). Effects of land use types on soil quality dynamics in a tropical sub-humid ecosystem, western Ethiopia. *Ecological Indicators*, 147, 110024. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110024>
30. Levy, G. J., Dag, A., Raviv, M., Zipori, I., Medina, S., Saadi, I., ... & Laor, Y. (2018). Annual spreading of olive mill wastewater over consecutive years: Effects on cultivated soils' physical properties. *Land Degradation & Development*, 29(1), 176-187. <https://doi.org/10.1002/ldr.2861>
31. Li, C., Wang, H., Zhao, L., & Shen, H. (2024). Effect of long-term land use change on soil organic carbon fractions and functional groups. *Arid Land Research and Management*, 38(2), 182-200. <https://doi.org/10.1080/15324982.2023.2284882>
32. Li, H., Zhu, H., Liang, C., Wei, X., & Yao, Y. (2022). Soil erosion significantly decreases aggregate-associated OC and N in agricultural soils of Northeast China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 323, 107677. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107677>
33. Llimós, M., Segarra, G., Sancho-Adamson, M., Trillas, M. I., & Romanyà, J. (2021). Impact of olive saplings and organic amendments on soil microbial communities and effects of mineral fertilization. *Frontiers in Microbiology*, 12, 653027. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.653027>
34. Martínez-Mena, M., Carrillo-López, E., Boix-Fayos, C., Almagro, M., Franco, N. G., Díaz-Pereira, E., ... & De Vente, J. (2020). Long-term effectiveness of sustainable land management practices to control runoff, soil erosion, and nutrient loss

- and the role of rainfall intensity in Mediterranean rainfed agroecosystems. *Catena*, 187, 104352. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104352>
35. McGrath, D. A., Smith, C. K., Gholz, H. L., & Oliveira, F. D. A. (2001). Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazonia. *Ecosystems*, 4, 625-645. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0033-0>
36. Meena, V. S., Mondal, T., Pandey, B. M., Mukherjee, A., Yadav, R. P., Choudhary, M., ... & Pattanayak, A. (2018). Land use changes: Strategies to improve soil carbon and nitrogen storage pattern in the mid-Himalaya ecosystem, India. *Geoderma*, 321, 69-78. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.002>
37. Mganga, K. Z., Rolando, J., Kalu, S., & Karhu, K. (2024). Microbial soil quality indicators depending on land use and soil type in a semi-arid dryland in Kenya. *European Journal of Soil Biology*, 121, 103626. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2024.103626>
38. Miju, C., Kiflu, A., & Gizachew, S. (2025). Effects of land use/land cover change on soil physicochemical properties and soil carbon stock in Kochore district, southern Ethiopia. *Arabian Journal of Geosciences*, 18(2), 41. <https://doi.org/10.1007/s12517-025-12181-w>
39. Nanganoa, L. T., Okolle, J. N., Missi, V., Tueche, J. R., Levai, L. D., & Njukeng, J. N. (2019). Impact of Different Land-Use Systems on Soil Physicochemical Properties and Macrofauna Abundance in the Humid Tropics of Cameroon. *Applied and Environmental Soil Science*, 2019(1), 5701278. <https://doi.org/10.1155/2019/5701278>
40. Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S. and Dean L.A. (1954). Estimation of Available Phosphorous in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate; U.S. Department of Agriculture: Washington, D.C., USDA Circ. 939.
41. Page A.L., Miller R.H., and Keeney D.R. (1982). Methods of Soil Analysis, part2, chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of Aamerica, Madison, WI. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c33>
42. Poeplau, C., & Don, A. (2013). Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma*, 192, 189-201. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.003>
43. Ramos, T. V., Santos, L. A. C., de Souza, W. G., de Souza, K. R., Lima, N. L., Guimaraes, L. E., ... & de Melo e Silva-Neto, C. (2018). Chemical attributes of Brazilian Cerrado soil under different management systems. *Australian Journal of Crop Science*, 12(3), 505-510. <https://search.informit.org/doi/10.3316/info.rmit.608172939903110>
44. Samie, F. , Yaghmaeian Mahabadi, N. , Abrishamkesh, S. and Maslahatjou, A. (2022). Impact of land use change on erodibility and soil quality indicators (case study: Sidasht, Guilan Province). *Agricultural Engineering*, 45(1), 57-78. (In Persian). <https://doi.org/10.22055/agen.2022.39858.1630>
45. Silva-Sánchez, A., Soares, M., & Rousk, J. (2019). Testing the dependence of microbial growth and carbon use efficiency on nitrogen availability, pH, and organic matter quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 134, 25-35. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.03.008>
46. Soil Survey Staff. 1996. Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigations Report No. 42.
47. Solly, E. F., Weber, V., Zimmermann, S., Walther, L., Hagedorn, F., & Schmidt, M. W. (2020). A critical evaluation of the relationship between the effective cation exchange capacity and soil organic carbon content in Swiss forest soils. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3, 98. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00098>
48. Sun, C., Liu, G., & Xue, S. (2016). Land-use conversion changes the multifractal features of particle-size distribution on the Loess Plateau of China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(8), 785. <https://doi.org/10.3390/ijerph13080785>
49. Taghipour, M. , Yaghmaeian Mahabadi, N. and Shabanpour, M. (2023). Assessment of soil quality indices using multivariate analysis in different land uses (case study: Tootkabon, Guilan province). *Agricultural Engineering*, 46(3), 251-271. <https://doi.org/10.22055/agen.2023.44957.1684>
50. Tellen, V. A., & Yerima, B. P. (2018). Effects of land use change on soil physicochemical properties in selected areas in the North West region of Cameroon. *Environmental systems*

- research, 7(1), 1-29.
<https://doi.org/10.1186/s40068-018-0106-0>
51. Torres, J. L. R., Costa, D. D. D. A., Silveira, B. D. S., Vieira, D. M. D. S., & Lemes, E. M. (2020). Soil physical attributes in long-term soil management systems (Tillage and No-till). *Journal of Agricultural Science*, 12(4), 194.
<https://doi.org/10.3390/agronomy13040966>
52. Wang, B., Waters, C., Orgill, S., Gray, J., Cowie, A., Clark, A. and Li Liu, D., 2018. High resolution mapping of soil organic carbon stocks using remote sensing variables in the semi-arid rangelands of eastern Australia. *Science of the Total Environment*, 630, pp.367-378.
[DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.204](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.204)
53. Walkley A. and Black I.A. (1934). An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37: 29-37.
54. Xia, S., Song, Z., Yu, B., Fan, Y., Tony, V., Guo, L., ... & Wang, H. (2024). Land use changes and edaphic properties control contents and isotopic compositions of soil organic carbon and nitrogen in wetlands. *Catena*, 241, 108031.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108031>
55. Yan, Y., Wang, C., Zhang, J., Sun, Y., Xu, X., Zhu, N., ... & Chen, J. (2022). Response of soil microbial biomass C, N, and P and microbial quotient to agriculture and agricultural abandonment in a meadow steppe of northeast China. *Soil and Tillage Research*, 223, 105475.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105475>
56. Yao, M., Shao, D., Lv, C., An, R., Gu, W., & Zhou, C. (2021). Evaluation of arable land suitability based on the suitability function-A case study of the Qinghai-Tibet Plateau. *Science of The Total Environment*, 787, 147414.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147414>
57. Yuan, J., Yao, Y., Guan, Y., Sadiq, M., Li, J., Liu, S., ... & Yan, L. (2024). Effects of land use patterns on soil properties and nitrous oxide flux on a semi-arid environmental conditions of Loess Plateau China. *Global Ecology and Conservation*, 51, e02899.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e02899>
58. Yuefeng, G., Fucang, Q., Yunfeng, Y. A. O., & Wei, Q. I. (2014). Effects of land use changes on soil organic carbon and soil microbial biomass carbon in low hills of North Yanshan Mountains. *Range Management and Agroforestry*, 35(1), 15-21.
59. Zhang, W., Xu, Y., Gao, D., Wang, X., Liu, W., Deng, J., ... & Ren, G. (2019). Ecoenzymatic stoichiometry and nutrient dynamics along a revegetation chronosequence in the soils of abandoned land and Robinia pseudoacacia plantation on the Loess Plateau, China. *Soil Biology and Biochemistry*, 134, 1-14.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.03.017>
60. Zhu, Z., Chen, J., Hu, H., Zhou, M., Zhu, Y., Wu, C., ... & Wang, J. (2024). Soil quality evaluation of different land use modes in small watersheds in the hilly region of southern Jiangsu. *Ecological Indicators*, 160, 111895.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111895>