



Effects of land use on some soil properties in olive orchard

Abbas Shabani Rofchae¹ | Mahmoud Shabanpour Shahrestani² | Sepideh Abrishamkesh³

1. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Guilan, Raht, Iran, E-mail:

Abbasshabani7272@gmail.com

2. Corresponding Author, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Guilan, Raht, Iran. E-mail:

shabanpour@guilan.ac.ir

3. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Guilan, Raht, Iran. E-mail:

sabrishamkesh@guilan.ac.ir

Article Info

ABSTRACT

Article type: Research Article

Article history:

Received: Aug. 22, 2025

Revised: Sep. 29, 2025

Accepted: Oct. 18, 2025

Published online: Dec. 2025

Keywords:

Physical properties,

Land use,

Soil organic matter,

Olive orchard

This research examines the effects of land-use changes from natural rangeland to olive orchards on the physical and chemical properties of soil. Soil samples were collected from three different locations: (1) under the olive tree canopies, (2) in the inter-row spacing between olive trees, and (3) in the adjacent natural rangeland. Sampling was carried out systematically in two locations within the olive orchard (under tree canopies and in the spacing between trees) and in the natural rangeland, at a depth of 0 to 10 cm. After being transferred to the laboratory and dried at 40 degrees Celsius, the soil samples underwent standard physical and chemical tests. Overall, the analysis of variance results indicated that the effect of land use and sampling location on all measured variables (organic matter, pH, bulk density, mean weight diameter of soil aggregates, water infiltration rate, and water repellency) was statistically significant at the 99% confidence level ($p < 0.01$). The results showed that converting natural rangeland to olive orchards led to a significant increase in soil organic matter. Specifically, organic matter content increased from 1.84% in the rangeland to a range of 2.53% to 5.54% under the tree canopy and between olive trees.

Cite this article: Shabani Rofchae, A., Shabanpour, M., Abrishamkesh, S., (2025) Effects of land use on some soil properties in olive orchard, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 56 (10), 2845-2864.
<https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.401149.669999>

© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.401149.669999>



EXTENDED ABSTRACT

Introduction

This research examines the effects of land-use changes from natural rangeland to olive orchards on the physical and chemical properties of soil in Rostamabad, Rudbar County, Gilan Province. Land-use change, as one of the main factors influencing soil quality changes, has always been a subject of interest, and understanding its exact effects on soil properties is essential for achieving sustainable land management. Studies have also shown that land-use change can significantly impact soil erosion by influencing soil physical properties, including aggregate stability, bulk density, water repellency, and water infiltration rate. The objective of this study is to quantitatively and qualitatively evaluate the changes in soil properties, particularly organic matter, acidity, bulk density, mean weight diameter of soil aggregates, water infiltration rate, and water repellency, resulting from these land-use.

Materials and Methods

To achieve the research objectives in this study, soil samples were collected from three different locations: (1) under the olive tree canopies, (2) in the inter-row spacing between olive trees, and (3) in the adjacent natural rangeland. Each of these sections had three slope positions: downslope (points DS1-DS2-DS3), midslope (points MS1-MS2-MS3), and upslope (points US1-US2-US3). Sampling was carried out systematically in two locations within the olive orchard (under tree canopies and in the spacing between trees) and in the natural rangeland, at a depth of 0 to 10 cm. After being transferred to the laboratory and dried at 40 degrees Celsius, the soil samples underwent standard physical and chemical tests. These tests included measuring texture, bulk density, organic matter (using the wet oxidation method), pH and electrical conductivity, calcium carbonate, mean weight diameter of soil aggregates (wet sieving method), and water infiltration rate using the single-ring infiltrometer method. Soil water repellency was also measured using the water drop penetration test.

Results and Discussion

Overall, the analysis of variance results indicated that the effect of land use and sampling location on all measured variables (organic matter, pH, bulk density, mean weight diameter of soil aggregates, water infiltration rate, and water repellency) was statistically significant at the 99% confidence level ($p < 0.01$). The results showed that converting natural rangeland to olive orchards led to a significant increase in soil organic matter. Specifically, organic matter content increased from 1.84% in the rangeland to a range of 2.53% to 5.54% under the tree canopy and between olive trees. This increase indicates the positive impact of olive tree cultivation on soil enrichment, particularly improving soil quality under the canopy of olive trees.

The results also revealed that soil organic matter content varied with slope position, with the highest organic matter content found in the lower slope positions. Additionally, soil bulk density in the olive orchard, especially under the tree canopy, decreased significantly, which improves water infiltration and increases soil porosity. Conversely, the mean weight diameter of soil aggregates and water infiltration rate increased significantly in the olive orchard. These changes suggest that the soil in the olive orchard has better structure and greater stability, which can help prevent soil erosion. The findings also indicated that changes in aggregate stability under the tree canopy of olive trees follow a specific pattern similar to the changes in soil organic matter, with aggregate stability decreasing as the elevation of sampling points increases. This could be attributed to the decrease in organic matter due to the increased elevation of the sampling points. Furthermore, pH levels in the olive orchard, particularly under the tree canopy, decreased, which, along with a slight increase in water repellency under the tree canopy, can contribute to enhancing soil aggregate stability. In general, natural rangeland and the area between olive trees did not show a specific pattern in soil property changes with slope position, which could be due to the continuous disturbance of the soil in these areas.

Conclusions

Overall, the findings of this study indicate that land-use change from rangeland to olive orchards can lead to improvements in the physical and chemical properties of soil, thereby enhancing soil stability and productivity in the studied area. These findings can serve as a basis for policymaking related to sustainable land management and promoting olive tree cultivation in similar regions. Finally, it is recommended that future research focus on the short-term effects of this land-use change and examine the impacts of other management practices on soil quality.

Author Contributions

All authors actively participated in the preparation process of this article. The roles of the authors included conceptualization of the research topic, drafting the initial manuscript, and revising and improving subsequent versions. All stages of writing were carried out with close collaboration and thorough reviews to ensure the

highest scientific quality of the article.

Data Availability Statement

All reported data in the article have been fully and accurately included in the manuscript, and there is no need for additional information. The data have been organized in a way that provides comprehensive support for the analyses, results, and discussions presented.

Acknowledgements

The authors of this article sincerely thank the Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Guilan, for providing laboratory facilities and supporting fieldwork. The authors would also like to express their special appreciation to the esteemed reviewers who played a significant role in improving the content of the manuscript through their valuable comments and suggestions.

Ethical considerations

The authors have avoided any form of data fabrication, falsification, plagiarism, or unethical behavior.

Conflict of interest

The author declares no conflict of interest.

اثرات تغییر کاربری زمین بر برخی ویژگی‌های خاک در باغ زیتون

عباس شعبانی روفچائی^۱ | محمود شعبانپور^۲ | سپیده ابریشم‌کش^۳۱. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان، رشت، ایران، Abbasshabani7272@gmail.com۲. نویسنده مسئول، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان، رشت، ایران، shabanpour@guilan.ac.ir۳. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان، رشت، ایران، sabrishamkesh@guilan.ac.ir

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی	تغییرات در کاربری زمین می‌تواند تأثیر قابل توجه بر ویژگی‌های خاک داشته باشد. این مطالعه در شهرستان رودبار استان گیلان و در شهر رستم آباد انجام شد تا اثرات تغییر کاربری زمین بر ماده آلی، اسیدیته و ویژگی‌های فیزیکی خاک از جمله جرم مخصوص ظاهری، سرعت نفوذ آب در خاک، میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها و میزان آبگریزی خاک را تعیین کند. در این مطالعه، سه کاربری مجاور هم با شیب یکسان شامل مرتع طبیعی تخریب شده و باغ زیتون که خود شامل دو حالت پوشش زیر نیم‌سایه اندازه درخت و فاصله بین درختان در ردیف کاشت می‌باشد، انتخاب شدند که هر کدام از این کاربری‌ها دارای سه موقعیت شیب پایین، میانه و بالا بودند. آزمایش به صورت کرت خرد شده در قالب بلوک کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام گرفت. نتایج نشان داد که تبدیل مرتع طبیعی تخریب شده به باغ زیتون منجر به افزایش قابل توجه در مقدار ماده آلی خاک در زیر پوشش نیم‌سایه اندازه درخت زیتون و در فاصله بین درختان (به ترتیب ماده آلی ۶/۸۳ و ۳/۴۹ درصد) نسبت به مرتع طبیعی تخریب شده (ماده آلی ۲/۵۵ درصد) شده است. مقدار اسیدیته خاک نیز در قسمت نیم‌سایه اندازه درخت زیتون به طور معنی‌داری نسبت به دو قسمت دیگر کمتر بود. علاوه بر این، کمترین مقدار جرم مخصوص ظاهری در باغ زیتون و در قسمت نیم‌سایه اندازه درخت زیتون مشاهده شد. همچنین تغییر کاربری زمین باعث افزایش معنی‌دار میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها، سرعت نفوذ آب در خاک و آبگریزی در قسمت نیم‌سایه اندازه درختان زیتون شد اما این افزایش در قسمت فاصله بین درختان زیتون نسبت به کاربری مرتع طبیعی تخریب شده کمتر بود. از نظر موقعیت شیب نیز برخی ویژگی‌ها فقط در نقطه نیم سایه اندازه درختان دارای روند مشخصی با تغییرات شیب بودند. به طور کلی نتایج نشان داد که تبدیل مرتع طبیعی تخریب شده به باغ زیتون ویژگی‌های خاک را تغییر می‌دهد و تأثیر مثبت بر بهره‌وری و پایداری خاک تأثیر دارد.
واژه‌های کلیدی: باغ زیتون، پایداری خاکدانه، ماده آلی، کاربری اراضی.	

استناد: شعبانی روفچائی؛ عباس، شعبانپور؛ محمود، ابریشم‌کش؛ سپیده، (۱۴۰۴) اثرات تغییر کاربری زمین بر برخی ویژگی‌های خاک در باغ زیتون، مجله تحقیقات آب

و خاک ایران، ۵۶ (۱۰)، ۲۸۴۵-۲۸۶۴. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.401149.669999>

© نویسندگان.

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.401149.669999>

مقدمه

خاک یک منبع حیاتی بسیار ارزشمند است که به طور گسترده از حیات روی کره زمین حمایت می‌کند. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک نقش مهمی را در کشاورزی و در نتیجه در اقتصاد و رفاه انسان ایفا می‌کنند (Rai et al., 2022). ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک به طور مداوم تحت تأثیر تغییرات اقلیمی و تشدید فعالیت‌های انسانی قرار می‌گیرند (Rahmati et al., 2023). تغییر کاربری زمین مستقیم‌ترین جلوه فعالیت‌های انسانی در سطح زمین است که شامل فرایندهایی مانند جنگل‌زدایی، جنگل‌کاری، تغییر کاربری مراتع، شهرنشینی، تخریب زمین، کاهش آب‌های سطحی و استخراج معادن است که به‌طور قابل توجه بر ویژگی‌های خاک تأثیر می‌گذارند. مسیرهای متعددی که از طریق آن‌ها تغییر کاربری زمین می‌تواند بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک تأثیر بگذارد در مقیاس‌های مکانی و زمانی مختلف عمل می‌کنند (Beillouin et al., 2022; Tellen et al., 2018). به عنوان مثال، عملیات کشاورزی در تغییر کاربری زمین مانند خاک‌ورزی می‌تواند خاکدانه‌سازی در خاک را کاهش دهد (Lai, 2004) و منجر به تراکم و تشکیل سله سطحی در سطح خاک شود که با کاهش ظرفیت نفوذ آب به خاک منجر به تغییر وضعیت آب، دما و شرایط ساختمانی خاک می‌شود (Ferreira et al., 2022).

تبدیل مرتع طبیعی تخریب شده به باغ زیتون ویژگی‌های خاک را تغییر می‌دهد، هدف از تحقیق بررسی تأثیر تغییر کاربری زمین بر بهره‌وری و دیگر خصوصیات خاک است.

پیشینه پژوهش

فعالیت‌های مرتبط با تغییر کاربری زمین، ویژگی‌های هیدرولیکی، فیزیکی و شیمیایی خاک، از جمله ساختمان، تخلخل، ظرفیت نگهداری آب و محتوای مواد آلی آن‌ها را نیز می‌تواند تغییر دهند (Avellaneda et al., 2018; Dorel et al., 2000). به عنوان مثال، بر اساس مطالعه پولنارد و همکاران (۲۰۰۱) تخریب و فشردگی ساختمان خاک منجر به کاهش ظرفیت نگهداری آب در خاک می‌شود (Poulenard et al., 2001). این امر، به نوبه خود، سبب افزایش وقوع رواناب سطحی و کاهش تخلیه طبیعی آب می‌شود. در یک پژوهش دیگر، سه کاربری علفزار، جنگل طبیعی و زمین زراعی مورد بررسی قرار گرفت (Gajic et al., 2023). نتایج پژوهش نشان داد که تغییر کاربری از جنگل‌های بومی به زمین‌های کشاورزی و علفزارها باعث افزایش جرم مخصوص ظاهری و منافذ کوچک و متوسط و مقدار رطوبت نقطه پژمردگی دائم می‌شود، در حالی که تخلخل کل، منافذ بزرگ، هدایت هیدرولیکی اشباع و ظرفیت آب قابل دسترس کاهش یافته و تخریب فیزیکی خاک را به دنبال دارد. همچنین نتایج آن مطالعه نشان داد خاک‌های جنگلی دارای خواص هیدرولیکی بهتری نسبت به زمین‌های زراعی و علفزارها هستند. در مطالعه کوچ و همکاران (۲۰۲۳) اثر تبدیل کاربری جنگل به مرتع مورد ارزیابی قرار گرفت و نتایج نشان داد که به دنبال تغییر کاربری اراضی از جنگل به مرتع، تخلخل خاک، پایداری خاکدانه، واکنش خاک، قابلیت هدایت الکتریکی و مقدار مواد مغذی (نیتروژن کل و فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم) در دسترس افزایش یافت، در حالی که جرم ویژه ظاهری خاک و نسبت کربن به نیتروژن کاهش یافته است (Kooch et al., 2023).

در بین انواع مختلف تغییر کاربری زمین، این موضوع در اراضی مرتعی به علت وسعت زیاد آن‌ها از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. مراتع حدود ۵۴ درصد از مساحت کل زمین‌های جهان را به خود اختصاص داده‌اند و ۶۹ درصد از کل اراضی قابل بهره برداری را شامل می‌شوند. این اراضی کشاورزی، به منظور تولید دام، گوشت و فرآورده‌های لبنی و نیز فراهم آوردن چراگاه‌ها و مزارع مورد نیاز برای رشد حیوانات و تولید خوراک استفاده می‌شوند (Magloano et al., 2023). با توجه به وسعت زیاد این زمین‌ها، بررسی تغییر کاربری زمین در این اراضی می‌تواند از اهمیت ویژه‌ای برخوردار باشد. اخیراً در منطقه رودبار استان گیلان کشت درخت زیتون افزایش پیدا کرده است که این افزایش کشت با تغییر کاربری زمین‌های مرتعی به باغ زیتون همراه بوده است.

از زمان‌های قدیم، درخت زیتون (*Olea europaea* L.) به دلیل قابلیت سازگاری با شرایط محیطی محدود مانند خشکی و خاک‌های ضعیف، کم عمق، سنگلاخی و شیب‌دار، در شرایط دیم و در زمین‌های حاشیه‌ای کشت شده است (Palese et al., 2014). منطقه رودبار استان گیلان بیشترین ویژگی را در تولید محصول زیتون را دارد و به عنوان خاستگاه زیتون ایران نامیده می‌شود. با توسعه کشت زیتون، گیلان با ۶۰۰۰ هکتار باغ و حدود ۱۲۰۰۰ تن عملکرد زیتون، پس از استان‌های زنجان و قزوین در رتبه سوم تولیدکنندگان قرار گرفته است (Hemmati et al., 2013).

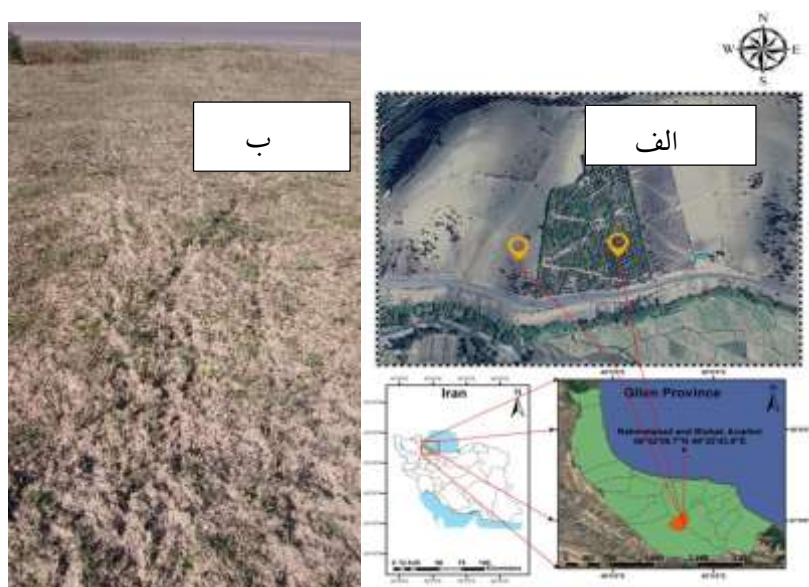
اکثر پژوهش‌ها در زمینه اثرات کشت درختان زیتون بر ویژگی‌های خاک، بیشتر بر تاثیر روش‌های مدیریتی باغ‌های زیتون متمرکز بوده‌اند. در حالی‌که، اطلاعات کمی در خصوص تغییر کاربری اراضی از مراتع به باغ‌های زیتون و تاثیر آن بر ویژگی‌های خاک به خصوص ویژگی‌های فیزیکی خاک در دسترس است. به عنوان مثال در یک مطالعه افزودن ضایعات کارخانه روغن‌کشی زیتون به یک باغ زیتون در مقادیر ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ متر مکعب در هکتار نشان داد که بالاترین نرخ ضایعات اضافه شده به خاک باعث کاهش هدایت هیدرولیکی، تخلخل کل و در نتیجه نرخ نفوذ آب به درون خاک شد (Mahmoud et al., 2022). همچنین در مطالعه اثر تیمارهای خاکورزی متفاوت مشخص شد که خاک‌ورزی روی خطوط تراز در باغ زیتون باعث کاهش تلفات خاک تا ۹ برابر کمتر نسبت به شخم زدن در جهت شیب به روش سنتی می‌شود (Barneveld et al., 2009). در یک مطالعه دیگر که در شمال ایران انجام شد نتایج نشان داد که جنگل‌کاری زمین‌های تخریب شده با درختان زیتون می‌تواند ماده آلی و پایداری خاکدانه‌ها را به ترتیب ۴۹ و ۸۱ درصد نسبت به زمین‌های شاهد با کاربری زراعی افزایش دهد (Ayoubi et al., 2011).

با توجه به این کاستی‌ها در تحقیقات در مورد اثر تغییر کاربری زمین مراتع به باغ زیتون در استان گیلان، هدف این مطالعه بررسی اثرات تغییر کاربری زمین بر ویژگی‌های خاک و مشخص شدن اثرات آن بر روی ویژگی‌های فیزیکی خاک در مراتع استان گیلان است.

روش‌شناسی پژوهش

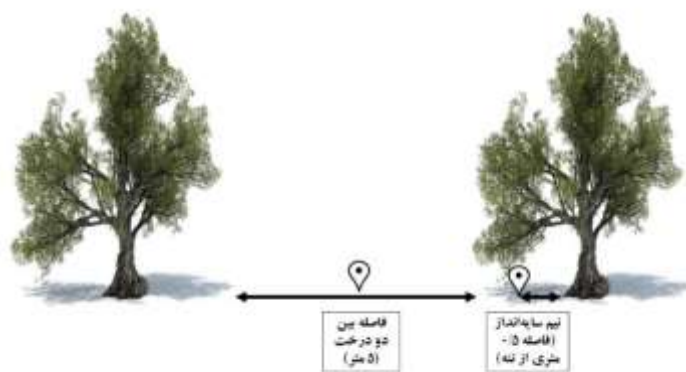
منطقه مورد مطالعه و نمونه‌برداری

این پژوهش در دو منطقه نمونه‌برداری در شهرستان رودبار، استان گیلان، واقع در شهر رستم‌آباد انجام شد. منطقه اول شامل یک باغ زیتون با سن تقریبی ۲۵ سال و مختصات جغرافیایی ۳۶ درجه، ۵۲ دقیقه و ۰۹/۳۷ ثانیه شمالی و ۴۹ درجه، ۳۲ دقیقه و ۴۱/۸۸ ثانیه شرقی بود. منطقه دوم، یک مرتع طبیعی ضعیف در مجاورت باغ زیتون با مختصات جغرافیایی ۳۶ درجه، ۵۲ دقیقه و ۱۳/۷۶ ثانیه شمالی و ۴۹ درجه، ۳۲ دقیقه و ۳۷/۵۲ ثانیه شرقی قرار داشت (شکل ۱-الف). هر دو منطقه نمونه‌برداری، در شرایطی با شیب تند و تقریباً یکسان، یعنی نزدیک به ۵۰ درصد قرار داشتند. همچنین باغ زیتون مورد مطالعه از سیستم آبیاری قطره‌ای و روش کوددهی چال‌کود بهره می‌برد. در مقابل، مرتع طبیعی تخریب شده مجاور، فاقد پوشش درختی بود و گونه‌های گیاهی غالب آن شامل گیاه خودرو زولنگ (*Eryngium campestre*) و بوته‌های پراکنده گیاه هندوانه ابوچهل (*Citrullus colocynthis*) است. این مرتع به دلیل چرای آزادانه و بیش از حد دام در فصل چرا، با تخریب قابل توجه مواجه شده بود. نشانه‌های آشکار فرسایش، به‌ویژه فرسایش شیاری، در این مرتع مشاهده می‌شد (شکل ۱-ب).



شکل ۱- الف- منطقه مورد مطالعه (گوگل ارت) ب- علایم فرسایش شیاری در مرتع طبیعی تخریب شده مورد مطالعه

در این مطالعه، نمونه‌های خاک از سه موقعیت مختلف شامل: (۱) نیم‌سایه‌انداز زیر درختان زیتون، (۲) فاصله کشت بین دو درخت زیتون، و (۳) مرتع طبیعی تخریب شده مجاور برداشت شد و هر کدام از این بخش‌ها دار سه موقعیت شیب زمین شامل پایین شیب (نقاط DS1-DS2-DS3)، میانه شیب (نقاط MS1-MS2-MS3) و بالای شیب (نقاط US1-US2-US3) بود. در مجموع، از باغ زیتون ۱۸ نقطه نمونه‌برداری با سه تکرار انجام شد که ۹ نقطه مربوط به نیم‌سایه‌انداز درختان زیتون و ۹ نقطه دیگر مربوط به فاصله بین دو درخت زیتون بود. باغ زیتون مورد مطالعه دارای الگوی کشت ۵×۵ متر بود که الگوی رایج در اکثر باغ‌های زیتون منطقه محسوب می‌شود. نمونه‌برداری در نیم‌سایه‌انداز درختان از فاصله ۵۰ سانتی‌متری تنه اصلی درخت و در فاصله بین دو درخت از ۲۵۰ سانتی‌متری تنه درخت انجام شد (شکل ۲). برای مرتع طبیعی تخریب شده نیز ۹ نقطه نمونه‌برداری با سه تکرار در نظر گرفته شد و سعی شد الگوی نمونه‌برداری مشابه باغ زیتون در این منطقه نیز رعایت شود. عمق نمونه‌برداری در تمامی موارد ۰ تا ۱۰ سانتی‌متر از سطح خاک (زیر لایه لاشبرگ) در نظر گرفته شد. نمونه برداری در همه کاربری‌ها از سه قسمت شیب DS1-DS3 نقاط در پایین شیب، MS1-MS3 نقاط در میانه شیب و US1-US3 نقاط در بالای شیب انجام شد. پس از نمونه‌برداری، نمونه‌ها به‌دقت بسته‌بندی و برای انجام آنالیزهای آزمایشگاهی به آزمایشگاه منتقل شدند.



شکل ۲- نمایی از الگوی نمونه برداری در باغ زیتون

آنالیز خاک

پس از انتقال نمونه‌های خاک به آزمایشگاه، نمونه‌ها در دستگاه آون و در دمای ۴۰ درجه سانتی‌گراد خشک شدند تا به رطوبت ثابتی برسند. سپس ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک به روش‌های آزمایشگاهی متداول اندازه‌گیری شدند. بافت خاک به روش هیدرومتری تعیین شد (Gee and Or, 2002). این روش بر اساس اندازه‌گیری توزیع ذرات خاک (شن، سیلت و رس) انجام گرفت. میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (MWD) با استفاده از روش الک تر اندازه‌گیری شد (Nimmo and Parkins, 2002). برای این منظور، ۵۰ گرم از خاک از الک ۶ میلی‌متری عبور داده شد و سپس به مدت ۲۴ ساعت به روش صعود موئینه مرطوب شد. پس از این مرحله، نمونه‌ها روی یک سری الک با قطرهای ۴، ۲، ۱، ۰/۵، ۰/۲۵ و ۰/۱ میلی‌متر قرار داده شدند و به مدت ۱۰ دقیقه در دستگاه الک تر الک شدند. پس از اتمام فرآیند الک‌کردن، خاک باقی‌مانده روی هر الک به‌دقت شسته و در آون با دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد خشک و سپس توزین شد. در نهایت، میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها با استفاده از فرمول ۱ محاسبه شد:

$$MWD = \sum_{i=1}^n X_i W_i$$

رابطه ۱)

که در این فرمول X_i برابر با میانگین دو الک متوالی و W_i برابر با وزن باقی‌مانده روی هر الک به وزن اولیه خاک به کار برده شده می‌باشد. ÷

همچنین برای اندازه‌گیری ماده آلی و کربنات کلسیم معادل به‌ترتیب از روش اکسیداسون مرطوب (Walkley and Black, 1934) و روش تیتراسیون (Sparks et al., 1996) استفاده شد. برای اندازه‌گیری مقدار قابلیت هدایت الکتریکی و واکنش خاک نیز از نسبت ۲/۵ : ۱ خاک به آب (Sparks et al., 2020) استفاده شده است.

جرم مخصوص ظاهری خاک با استفاده از روش سیلندر فلزی (Grossman and Reinsch, 2002) و آبریزی خاک با روش تعیین زمان نفوذ قطره آب (Bisdorn et al., 1993) اندازه‌گیری شد. در این روش، زمان نفوذ یک قطره آب استاندارد به سطح خاک اندازه‌گیری می‌شود و به‌عنوان شاخصی از میزان آبریزی خاک در نظر گرفته می‌شود.



همچنین در این مطالعه سرعت نفوذ نهایی آب در خاک به روش تک استوانه بیرکن (Haverkamp et al., 2016) اندازه‌گیری شد. در هر نقطه یک آزمایش نفوذ با استفاده از یک استوانه با شعاع ۹۷/۵ میلی‌متر انجام شد. استوانه فلزی مورد نظر به مقدار یک سانتی متر در داخل خاک قرار گرفت تا از نشت آب به اطراف در هنگام آزمایش جلوگیری کند. سپس مقدار ۱۰۰ میلی‌لیتر آب در داخل استوانه فلزی ریخته شد و زمان نفوذ کامل آب به داخل خاک اندازه‌گیری شد. این کار تا به دست آمدن سه زمان نفوذ ثابت متوالی در داخل سیلندر فلزی ادامه پیدا کرد. با در دست داشتن حجم آب مورد استفاده در داخل سیلندر فلزی و تبدیل آن به ارتفاع آب نفوذ یافته در یک زمان مشخص، سرعت نفوذ آب در خاک محاسبه شد.

آنالیز آماری

این آزمایش به صورت کرت خرد شده در قالب بلوک کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام گرفت. جهت بررسی نتایج حاصل از داده‌های مربوط به ویژگی‌های مورد اندازه‌گیری از نرم‌افزار SAS نسخه ۹/۱ استفاده شد. مقایسه میانگین‌ها از طریق آزمون توکی در سطح احتمال یک و پنج درصد و رسم نمودارها در نرم‌افزار اکسل انجام گرفت.

یافته‌های پژوهشی

ویژگی‌های اولیه خاک مورد مطالعه در این پژوهش در جدول ۱ نمایش داده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود قابلیت هدایت الکتریکی در مرتع طبیعی تخریب شده نسبت به قسمت سایه انداز و فاصله بین دو درخت در باغ زیتون کمتر است. همچنین میزان کربنات کلسیم در فاصله بین دو درخت بیشترین مقدار و در نیم‌سایه انداز به کمترین مقدار خود رسیده است. علاوه بر این کمترین مقدار شن در خاک در قسمت فاصله بین دو درخت مشاهده شد و بیشترین مقدار آن مربوط به مرتع طبیعی تخریب شده است. از نظر مقدار سیلت، کمترین مقدار در قسمت نیم‌سایه انداز درخت زیتون است اما دو بخش فاصله بین دو درخت و مرتع طبیعی تخریب شده دارای مقدار سیلت بیشتر هستند. از نظر مقدار رس در خاک نیز نیم‌سایه انداز درخت زیتون دارای بیشترین مقدار رس و مرتع طبیعی تخریب شده دارای کمترین مقدار است.

جدول ۱- ویژگی‌های خاک در کاربری‌های مورد مطالعه

کاربری	قابلیت هدایت الکتریکی (میکرو زیمنس بر سانتی متر)	کربنات کلسیم معادل (درصد)	شن (درصد)	سیلت (درصد)	رس (درصد)
نیم‌سایه انداز درخت زیتون	۱۰۲۴	۲۱/۸	۱۴/۹	۴۳/۶	۴۱/۵
فاصله بین دو درخت	۵۸۰	۲۵/۲	۱۱/۶	۴۷/۵	۴۰/۹
مرتع طبیعی تخریب شده	۲۷۷	۲۳/۴	۱۶/۹	۴۶/۱	۳۶/۹

بررسی اثر تغییر کاربری بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک

نتایج تجزیه واریانس اثر تغییر مرتع طبیعی تخریب شده به باغ زیتون در جدول ۲ و ۳ ذکر شده است.

جدول ۲- تجزیه واریانس (میانگین مربعات) اثر تغییر کاربری از مرتع طبیعی تخریب شده به باغ زیتون

منبع تغییرات	درجه آزادی	ماده آلی	اسیدیته خاک	جرم مخصوص ظاهری	آبگریزی	میانگین وزنی قطر خاکدانه	سرعت نفوذ آب در خاک
بلوک	۲	۰/۰۰۱	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۱	۰/۰۰۷	۰/۰۲۲	۰/۰۱۳
کاربری	۲	**۳/۸۷	**۱/۱۵	**۰/۱۲۶	**۶/۴	**۲/۸۹	**۴۲/۵
خطای کرت اصلی	۴	۰/۰۱۵	۰/۰۰۲۶	۰/۰۰۱	۰/۰۰۵	۰/۰۰۱	۰/۰۰۳
نقطه نمونه گیری	۸	**۰/۲۳۵	**۰/۰۶۷	**۰/۰۰۹	**۱/۳۷	**۰/۰۷	**۰/۰۲۷
کاربری × نقطه نمونه گیری	۱۶	**۰/۰۵۷	**۰/۰۳۲	**۰/۰۱۱	**۱/۴	**۰/۰۵۷	**۰/۰۳۶
خطای باقیمانده	۴۸	۰/۰۱	۰/۰۰۰۶	۰/۰۰۲	۰/۰۱۲	۰/۰۰۹	۰/۰۷۱
ضریب تغییرات	-	۶/۶۵	۰/۳۲۹	۴/۰۵	۲/۲۳	۵/۰۲	۲۰/۱۷

* و ** به ترتیب بیانگر غیر معنی دار، معنی دار بودن در سطح پنج و یک درصد می‌باشد.

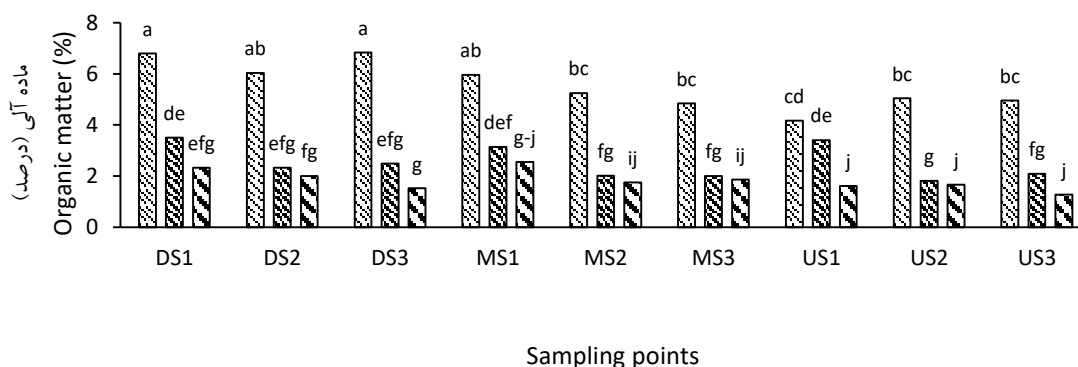
جدول ۳- نتایج مقایسه میانگین‌های ویژگی‌های خاک در کاربری‌های مختلف

کاربری	ماده آلی	اسیدیته	جرم مخصوص ظاهری	میانگین وزنی قطر خاکدانه	آبگریزی	سرعت نفوذ آب
نیم‌سایه انداز	۵/۵۴ ^a	۷/۱۵ ^c	۱/۱۰ ^b	۲/۲۸ ^a	۱/۰۴ ^a	۲/۷۶ ^a
فاصله بین دو درخت	۲/۵۳ ^b	۷/۴۴ ^b	۱/۱۷ ^a	۱/۶۹ ^b	۰/۱۹ ^b	۰/۶۸ ^b
مرتع طبیعی	۱/۸۴ ^c	۷/۵۵ ^a	۱/۲۳ ^a	۱/۷۳ ^b	۰/۱۹ ^b	۰/۵۱ ^c

بحث

اثر تغییر کاربری زمین در تغییرات ماده آلی خاک

نتایج آنالیز آماری نشان داد که اثر کاربری، نقطه نمونه‌گیری و همچنین اثر متقابل آن‌ها بر ماده آلی خاک معنی‌دار ($p < 0.01$) بود (جدول ۲). نتایج نشان داد که تغییر کاربری زمین از مرتع طبیعی تخریب شده به باغ زیتون باعث افزایش معنی‌دار مقدار ماده آلی خاک در زیر نیم‌سایه انداز درخت زیتون می‌شود (شکل ۳). با توجه به نتایج به دست آمده بیشترین مقدار افزایش در ماده آلی خاک در نقاط نمونه‌برداری ۱ تا ۴ و در قسمت نیم‌سایه انداز درخت زیتون بود که این افزایش در مقدار ماده آلی خاک دارای یک روند معکوس با افزایش ارتفاع نقاط نمونه‌برداری است و با افزایش ارتفاع مقدار ماده آلی در قسمت نیم‌سایه انداز درخت زیتون کاهش می‌یابد. در مقابل نقاط نمونه‌برداری شده برای فاصله بین درختان و مرتع طبیعی تخریب شده روند مشخصی در سه بخش مختلف شیب نداشته است. در کل نتیجه مقایسه میانگین نیز نشان داد که مقدار ماده آلی خاک در قسمت نیم‌سایه انداز، فاصله بین درختان و مرتع طبیعی تخریب شده دارای تفاوت معنی‌دار بود و بیشترین مقدار ماده آلی خاک در قسمت نیم‌سایه انداز درخت زیتون و کمترین مقدار آن در قسمت مرتع طبیعی تخریب شده بود (جدول ۳).



شکل ۳- اثر متقابل کاربری در نقاط نمونه‌برداری بر درصد ماده آلی خاک، DS1-DS3 نقاط در پایین شیب، MS1-MS3 نقاط در میانه شیب و US1-US3 نقاط در بالای شیب

به طور خاص، ماده آلی خاک می‌تواند با تقویت تشکیل خاکدانه‌ها، ثبات خاک را افزایش دهد و تغییرات مثبت مرتبطی را ایجاد کند که شامل افزایش تخلخل خاک، تهویه، نفوذ و نگهداری آب است (McDonald et al., 2023) و این امر به نوبه خود فوایدی برای کاهش فرسایش خاک، تخریب خاک و بهبود بهره‌وری خاک دارد (Masciandaro et al., 2018).

کاربری زمین به عنوان پویاترین عامل تغییرات کربن آلی خاک در نظر گرفته می‌شود (Viscarra et al., 2014). نتایج مطالعات همسو با این پژوهش بوده است و نشان می‌دهد تغییر کاربری زمین می‌تواند باعث کاهش یا افزایش مقدار کربن و ماده آلی خاک شود. به عنوان مثال در مناطق معتدل، ذخیره کربن و ماده آلی خاک به ترتیب زمین‌های زراعی > جنگل > مراتع افزایش می‌یابد (Martin et al., 2011). با این حال، بسته به مکان و شرایط اقلیمی، ذخایر کربن و ماده آلی جنگل‌ها و اراضی درخت‌کاری شده می‌تواند بیشتر از ذخایر مراتع باشد (Leifeld et al., 2005). همچنین گسترش تغییر کاربری زمین، به ویژه تبدیل زمین‌های زراعی به مراتع یا جنگل‌ها، اغلب



منجر به افزایش کربن آلی خاک می‌شود (Schulp et al., 2008). یکی از دلایل افزایش معنی‌دار مقدار کربن و ماده آلی خاک در این پژوهش استفاده از درخت زیتون با ریشه‌های عمیق در این تغییر کاربری زمین است. مطالعات نشان داده است که سیستم‌های کشت که غالباً شامل گیاهان با سیستم‌های ریشه‌ای عمیق و متمایز هستند، به ذخیره کربن آلی در خاک کمک می‌کنند، زیرا حفظ کربن ناشی از ریشه‌ها در خاک ۲/۳ برابر بیشتر از بقایای بالایی سطح خاک است (Katterer et al., 2011). در نتیجه یکی از دلایل اصلی کاهش کربن آلی در فاصله بین دو درخت می‌تواند این موضوع باشد.

اطلاعات کمی در مورد تأثیر مدیریت مراتع بر ذخیره کربن آلی خاک به دلیل کمبود داده‌ها و تنوع زیاد کربن و ماده آلی در خاک‌های مرتعی وجود دارد (Soussana et al., 2004). یک مطالعه نشان داده است که شدت زیاد چرا دام موجب کاهش ذخایر کربن و ماده آلی خاک در مراتع با پوشش غالب گیاهان گونه سه کربنه می‌شود (McSherry and Ritchie, 2013). در مرتع مورد مطالعه در این پژوهش نیز میزان چرا بیش از حد ظرفیت مرتع صورت می‌گیرد که باعث تخریب خاک و در نتیجه کاهش مقدار کربن و ماده آلی خاک در این مرتع مورد مطالعه شده است. همچنین مطالعات نشان داده است که کاهش آشفستگی، فشردگی و فرسایش خاک (با حفظ پوشش زمینی) می‌تواند ماندگاری ماده آلی را در خاک افزایش دهد (Galdino et al., 2016).

همچنین نتایج این مطالعه نشان داد که افزایش ارتفاع باعث کاهش مقدار ماده آلی در نقاط مرتبط با نیم‌سایه انداز درخت زیتون شد به طوری که بیشترین مقدار ماده آلی در قسمت پایین شیب و کمترین آن در قسمت بالای شیب مشاهده شد. این نتایج همسو با مطالعات دیگر است که نشان دادند هنگامی که ارتفاع به میزان مشخصی افزایش می‌یابد، کربن آلی خاک به تدریج با افزایش ارتفاع کاهش می‌یابد (Bangroo et al., 2017; Chen et al., 2016). یکی از دلایل افزایش مقدار کربن آلی در نواحی پایین شیب می‌تواند شستشو و انتقال مواد آلی از بالای شیب باشد. مطالعات نیز نشان داده است موقعیت شیب با تأثیرگذاری بر شدت فرسایش خاک، بر تبدیل و انتقال کربن آلی خاک در دامنه اثر می‌گذارد (Wang et al., 2023). در یک مطالعه نیز مشخص شد کسرهای مختلف کربن آلی در جنگل‌های منطقه تپه‌ای در موقعیت‌های پایین‌دست شیب بیشتر از موقعیت‌های بالادست است (Shi et al., 2020). همچنین علت عدم روند مشخص در مقدار ماده آلی قسمت فاصله بین درختان و مرتع طبیعی تخریب شده ممکن است به اختلاط دائم خاک در اثر حرکت انسان در فاصله بین درختان و چرای بیش از حد دام در مرتع طبیعی تخریب شده باشد.

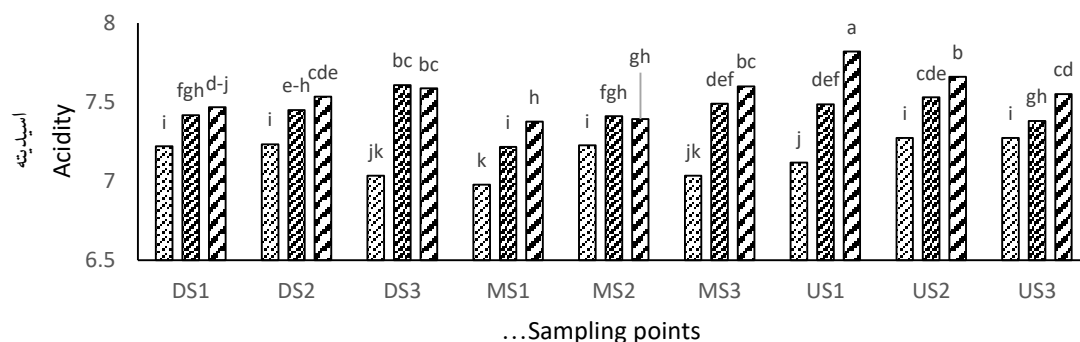
اثر تغییر کاربری زمین در تغییرات اسیدیته خاک

نتایج آنالیز آماری نشان داد که اثر کاربری، نقطه نمونه‌گیری و همچنین اثر متقابل آن‌ها بر اسیدیته خاک معنی‌دار ($p < 0.01$) بود (جدول ۲). نتایج نشان داد که تغییر کاربری زمین از مرتع طبیعی تخریب شده به باغ زیتون باعث کاهش معنی‌دار مقدار اسیدیته خاک در زیر نیم‌سایه انداز درخت زیتون می‌شود (شکل ۴). علاوه بر این در بررسی اثر موقعیت شیب بر مقدار اسیدیته خاک مشخص شد که هیچ کدام از کاربری‌های نمونه‌برداری شده روند مشخصی در کاهش یا افزایش اسیدیته با تغییر موقعیت شیب از خود نشان نمی‌دهند. به طور کلی نتایج مقایسه میانگین در بین کاربری‌ها نشان داد که باغ زیتون در هر دو قسمت نمونه‌برداری شده به طور معنی‌داری اسیدیته خاک را نسبت به مرتع طبیعی تخریب شده کاهش داده است (جدول ۳).

نوسانات اسیدیته خاک تحت تأثیر عوامل مختلفی از جمله ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک، رسوب‌گذاری جوی، کاربرد کودها و تغییرات در کاربری زمین قرار دارد (Guo et al., 2018). نتایج این مطالعه همسو با دیگر پژوهش‌ها است که کاربری اراضی باعث تغییرات در مقدار اسیدیته خاک می‌شود. در یک مطالعه میزان تغییرات اسیدیته خاک در دو نوع کاربری شامل جنگل و مرتع مورد بررسی قرار گرفت و نتایج نشان داد اسیدیته خاک مناطق جنگلی با مقدار ۵/۴۰ از خاک مرتع با اسیدیته ۵/۶۱ در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متر کمتر است (Manandhar and Odeh, 2014). در مطالعه دیگر مقایسه بین چند کاربری مشخص کرد که اختلاف معنی‌داری بین مقدار اسیدیته خاک در این کاربری‌ها وجود دارد و مقدار اسیدیته در کاربری جنگل با مقدار ۶/۵۷ کمترین و در کاربری کشت ذرت با مقدار ۸/۲۷ بیشترین مقدار است (Huang et al., 2025).

کاهش میزان اسیدیته خاک در قسمت نیم‌سایه انداز درخت زیتون با نتایج دیگر مطالعات مطابقت دارد که درخت کاری باعث کاهش اسیدیته خاک می‌شود. در مطالعه Alvarez et al., (۲۰۲۰) که در منطقه پامپاس آرژانتین انجام شد، نتایج آن مطالعه نشان داد که خاک زیر درختان، در مقایسه با خاک‌های شاهد، تا عمق ۷۵ سانتی‌متری دچار حالت اسیدی شده است. کاهش یا افزایش اسیدیته با درخت کاری به اسیدیته خاک اولیه مربوط است. مطالعات نشان داده است که در خاک‌های اسیدی، جذب بیشتر آنیون‌ها نسبت به کاتیون‌ها توسط گیاهان، اغلب منجر به ترشح یون بی‌کربنات از ریشه می‌شود و در نتیجه، اسیدیته ناحیه ریزوسفر بالاتر از اسیدیته خاک اصلی خواهد بود.

در مقابل، در خاک‌های آهکی، گیاهان کاتیون‌ها را بیشتر از آنیون‌ها جذب می‌کنند و برای حفظ تعادل بار، ریشه‌ها یون هیدروژن آزاد می‌کنند که این امر موجب کاهش اسیدیته ریزوسفر می‌شود (Dakora and phillips, 2002). این موضوع با بالا بودن مقدار اسیدیته در خاک اصلی و کاهش اسیدیته با کاشت درختان زیتون در مطالعه حاضر کاملاً مطابقت دارد.

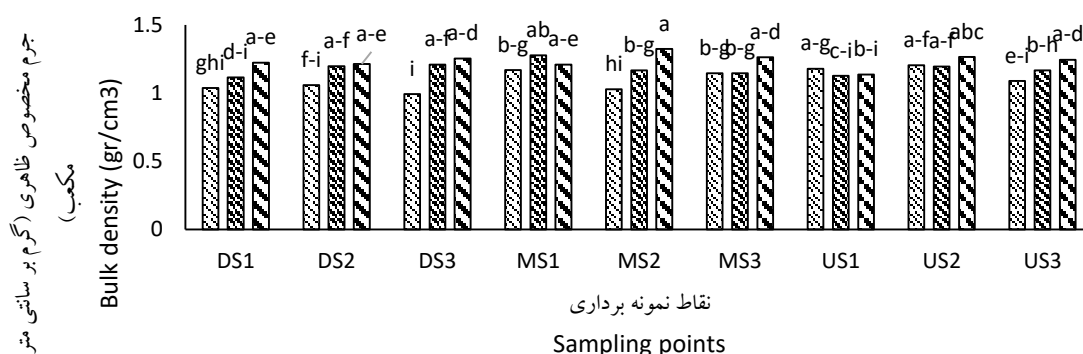


مرتع طبیعی □ بین درختان ▨ نیم سایه انداز ▩

شکل ۴- اثر متقابل کاربری در نقاط نمونه‌برداری بر اسیدیته خاک، DS1-DS3 نقاط در پایین شیب، MS1-MS3 نقاط در میانه شیب و US1-US3 نقاط در بالای شیب

اثر تغییر کاربری زمین در تغییرات جرم مخصوص ظاهری خاک

نتایج آنالیز آماری نشان داد که اثر کاربری، نقطه نمونه‌گیری و همچنین اثر متقابل آن‌ها بر جرم مخصوص ظاهری خاک معنی‌دار ($p < 0.01$) بود (جدول ۲). نتایج نشان داد که تغییر کاربری زمین از مرتع طبیعی تخریب شده به باغ زیتون باعث کاهش معنی‌دار مقدار جرم مخصوص ظاهری در برخی از نقاط زیر نیم‌سایه انداز درخت زیتون می‌شود که این کاهش مقدار جرم مخصوص ظاهری در قسمت پایین شیب بیشتر است (شکل ۵). همچنین در شکل ۵ مشاهده می‌شود که مقدار جرم مخصوص ظاهری در قسمت نیم‌سایه انداز درخت زیتون یک روند تقریباً افزایشی از محل پایین شیب تا بالای شیب از خود نشان می‌دهد اما روند مشخصی برای دو کاربری دیگر دیده نشد. همچنین به طور کلی نتایج مقایسه میانگین نشان داد که جرم مخصوص ظاهری فقط در کاربری باغ زیتون و در قسمت نیم سایه انداز درختان کاهش معنی‌دار داشته است و اختلاف معنی‌داری در فاصله بین درختان و مرتع طبیعی تخریب شده وجود ندارد (جدول ۳).



مرتع طبیعی □ بین درختان ▨ نیم سایه انداز ▩

شکل ۵- اثر متقابل کاربری در نقاط نمونه‌برداری بر جرم مخصوص ظاهری، DS1-DS3 نقاط در پایین شیب، MS1-MS3 نقاط در میانه شیب و US1-US3 نقاط در بالای شیب

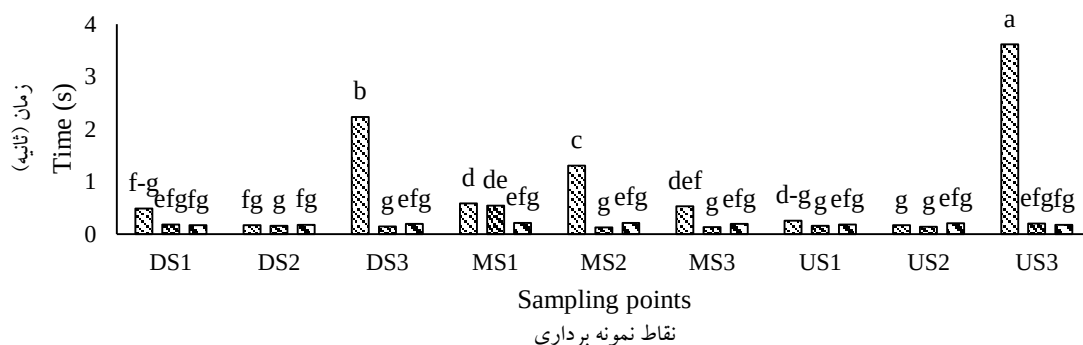
تفاوت در جرم مخصوص در بخش‌های بالائی و پائینی شیب ممکن است به علت تفاوت در بافت خاک باشد. پژوهش‌ها نشان داده

است که کمترین میزان جرم مخصوص ظاهری خاک در اراضی جنگلی و درخت کاری شده یافت می‌شود. در یک پژوهش که در خاک‌های مناطق مختلف اروپا با کاربری‌های متفاوت انجام شد، نتایج نشان داد که جرم مخصوص ظاهری خاک در کاربری‌های مرتع به طور میانگین برابر با ۱/۰۶ گرم بر سانتی متر مکعب است و این مقدار در اراضی جنگلی و درخت کاری شده به ۰/۷۵ گرم بر سانتی متر مکعب کاهش یافته است (Panagos et al., 2024). همچنین در آن مطالعه مشخص شد که بیشترین مقدار جرم مخصوص ظاهری در کاربری‌های زمین بایر و زراعی مشاهده می‌شود که یکی از دلایل آن کاهش مقدار ماده آلی خاک و تراکم ناشی از حرکت انسان و ماشین آلات در آن اراضی است. همانطور که نتایج مطالعه ما نیز نشان داد میزان جرم مخصوص ظاهری در بین ردیف‌های درختان با کاربری مرتع طبیعی تخریب شده تقریباً مشابه است که این می‌تواند به دلیل تراکم ناشی از حرکت انسان در بین ردیف‌ها برای مدیریت درختان زیتون و تراکم ناشی از چرای دام در کاربری مرتع باشد. در سیستم‌های مرتعی با مدیریت فشرده، لگدکوبی شدید دام (به ویژه در مسیرهای عبور و محل استراحت دام) باعث افزایش فشردگی خاک می‌شود (De Rosa et al., 2020; Pulido et al., 2018). فشردگی خاک در مراتع بر جرم مخصوص ظاهری، هدایت هیدرولیکی، تهویه، حجم منافذ درشت و مقاومت به نفوذ خاک تأثیر می‌گذارد (Hamza and Anderson., 2005). همچنین در یک مطالعه مشخص شد که به دلیل افزایش جرم مخصوص ظاهری خاک ناشی از چرای فشرده، مواد آلی خاک می‌تواند کاهش یابد (Steffens et al., 2008) که با نتایج پژوهش ما مطابقت دارد.

از سوی دیگر یکی از دلایل اصلی کاهش جرم مخصوص ظاهری در زیر نیم‌سایه انداز درختان افزایش ماده آلی خاک است که بر طبق نتایج مطالعه ما بیشترین کاهش جرم مخصوص در نقاط نمونه‌برداری پایین شیب صورت گرفته که متناسب با بیشترین مقدار ماده آلی گزارش شده در این نقاط است. نتایج یک پژوهش نشان داده است که وجود درختان به علت افزایش مقدار ماده آلی در لایه‌های سطحی باعث کاهش مقدار جرم مخصوص ظاهری، تشکیل ساختمان دانه‌ای توسعه یافته و تخلخل بالا در خاک می‌شود (Cambi et al., 2015).

اثر تغییر کاربری زمین در مقدار آبگریزی خاک

نتایج آنالیز آماری نشان داد که اثر کاربری، نقطه نمونه‌گیری و همچنین اثر متقابل آن‌ها بر آبگریزی خاک معنی‌دار ($p < 0.01$) بود (جدول ۲). نتایج نشان داد که تغییر کاربری زمین از مرتع طبیعی تخریب شده به باغ زیتون باعث افزایش معنی‌دار مقدار آبگریزی در زیر نیم‌سایه انداز می‌شود (شکل ۶). علاوه بر این مقدار آبگریزی در قسمت نیم‌سایه انداز و فاصله بین درختان در باغ زیتون و همچنین کاربری مرتع طبیعی تخریب شده هیچ گونه روند مشخصی با موقعیت شیب از خود نشان نمی‌دهند. به طور کلی نتایج مقایسه میانگین نشان داد افزایش مقدار آبگریزی خاک فقط در قسمت نیم سایه انداز درخت زیتون معنی‌دار بود و فاصله بین درختان و مرتع طبیعی تخریب شده اختلاف معنی‌داری با یکدیگر ندارند (جدول ۳).



مرتع طبیعی □ بین درخت ▨ نیم سایه انداز ■

شکل ۶- اثر متقابل کاربری در نقاط نمونه‌برداری بر آبگریزی خاک، DS1-DS3 نقاط در پایین شیب، MS1-MS3 نقاط در میانه شیب و US1-US3 نقاط در بالای شیب

با توجه به نتایج به دست آمده، مقدار آبگریزی خاک فقط در سه موقعیت و نقطه نمونه‌برداری DS3، MS2 و US3 در زیر نیم‌سایه انداز درخت زیتون به صورت معنی‌داری افزایش پیدا کرده است. در اکثر نقاط نمونه‌برداری در نیم‌سایه انداز درختان، آبگریزی با افزایش

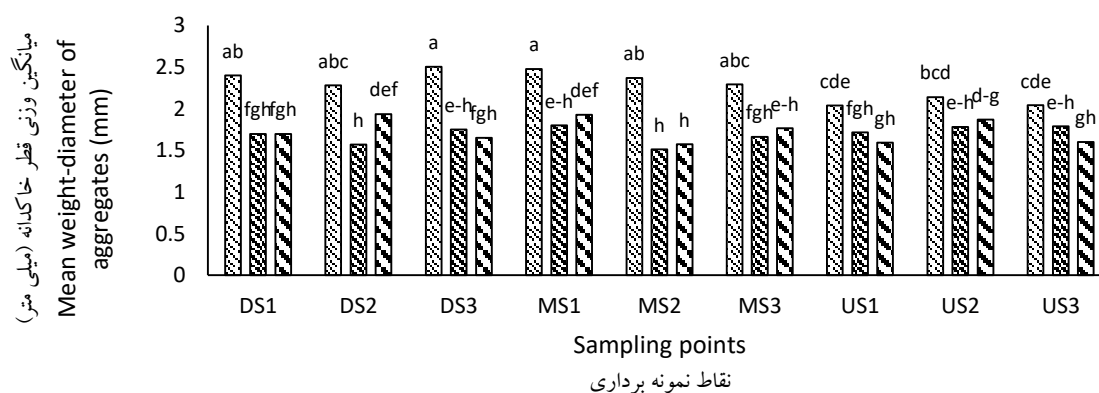
مواجهه شده است اما این افزایش نسبت به کاربری‌های دیگر معنی‌دار نبود. افزایش آبگریزی در تمام نقاط زیر نیم‌سایه انداز درختان زیتون کمتر از ۵ ثانیه بوده است که طبق کلاس‌های تعریف شده برای آبگریزی آن را همچنان در کلاس خاک‌های آب دوست حفظ کرده است (Taumer et al., 2005).

به طور کلی نتایج مطالعات نشان داده است که شدت آبگریزی خاک در زیر سایه‌انداز گیاهان بیشتر است و در مناطق بدون پوشش گیاهی کاهش می‌یابد (Alanis et al., 2017; Zavala et al., 2014). این موضوع در مطالعه حاضر نیز دیده شده است و بیشترین آبگریزی در نیم‌سایه انداز درختان وجود داشت.

تغییرات در پوشش گیاهی به علت تغییر فصل، افزایش سن پوشش یا کاربری زمین می‌تواند بر مقدار و ترکیب مواد آلی خاک اثر گذار باشد و در نتیجه بر آبگریزی خاک نیز اثر بگذارد (Manandhar et al., 2014; Rodriguez and Benito, 2011). نتایج یک مطالعه در بررسی مقدار آبگریزی در انواع مختلف کاربری‌های مرتع، جنگل و زمین زراعی نشان داد که بین مقدار کربن و ماده آلی خاک و آبگریزی رابطه مثبت و معنی‌داری وجود دارد (Seaton et al., 2019). همچنین در دیگر مطالعات نیز رابطه قوی بین کربن و ماده آلی خاک با آبگریزی تایید شده است (Hermansen et al., 2019). این موضوع نشان دهنده دلیل افزایش آبگریزی در زیر نیم‌سایه انداز درختان در این پژوهش می‌باشد که با افزایش مقدار ماده آلی خاک در کاربری باغ زیتون و به خصوص در زیر نیم‌سایه انداز درخت مطابقت دارد. در مورد تغییر پذیری زیاد آبگریزی در نقاط نمونه‌برداری شده می‌توان آن را به تغییرات مکانی آبگریزی نسبت داد. تفاوت‌های مکانی کوچک در توزیع آبگریزی در زیر تاج پوشش گونه‌های مختلف در پژوهش‌ها مشاهده شده است و شدت آبگریزی با افزایش فاصله از تنه درخت کاهش می‌یابد (Alanis et al., 2017) که در نتیجه کاهش مقدار آبگریزی در فاصله بین درختان زیتون پژوهش حاضر را توضیح می‌دهد. همچنین تفاوت در آبگریزی در اطراف درخت ایستاده به الگوهای مختلف انباشت و تجزیه مواد آلی نسبت داده شده است (Farahnak et al., 2019). مطالعات نشان داده است که ناهمگنی‌های کوچک مقیاس خاصیت آبگریزی خاک به‌طور عمده به محتوای مواد آلی و فعالیت میکروبی مربوط می‌شود (Mao et al., 2019).

اثر تغییر کاربری زمین در مقدار میانگین وزنی قطر خاکدانه

نتایج آنالیز آماری نشان داد که اثر کاربری، نقطه نمونه‌گیری و همچنین اثر متقابل آن‌ها بر میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها معنی‌دار ($p < 0.01$) بود (جدول ۲). نتایج نشان داد که تغییر کاربری زمین از مرتع طبیعی تخریب شده به باغ زیتون باعث افزایش معنی‌دار مقدار میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در زیر سایه انداز می‌شود و افزایش مقدار میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در بخش پایین شیب بیشتر از بخش بالایی شیب است (شکل ۷) اما قسمت فاصله بین درختان زیتون و مرتع طبیعی تخریب شده روند مشخصی با تغییرات موقعیت شیب نداشته است. همچنین نتایج مقایسه میانگین نشان داد که افزایش مقدار میانگین وزنی قطر خاکدانه فقط در بخش نیم سایه انداز درخت زیتون معنی‌دار است و دو بخش دیگر اختلاف معنی‌داری با یکدیگر ندارند (جدول ۳).



مرتع طبیعی □ بین درختان ▨ نیم سایه انداز ▤

شکل ۷- اثر متقابل کاربری در نقاط نمونه‌برداری بر میانگین وزنی قطر خاکدانه، DS1-DS3 نقاط در پایین شیب، MS1-MS3 نقاط در میانه شیب و US1-US3 نقاط در بالای شیب

انواع مختلف کاربری زمین، به دلیل تفاوت در گونه‌های گیاهی و روش‌های مدیریتی، باعث تغییر در کمیت و ویژگی‌های جانوران خاک، میکروارگانیسم‌ها و مواد آلی بستر زمین می‌شوند که این تغییرات به نوبه خود، منجر به دگرگونی در ویژگی‌های خاک و پایداری خاکدانه‌ها می‌گردد (Pihlap et al., 2021). در یک مطالعه که میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها را در کاربری‌های جنگل، زمین کشاورزی و زمین بایر بررسی کرد مشخص شد میزان میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در زمین‌های جنگلی به طور معنی‌داری بیشتر از اراضی دیگر است (Gan et al., 2024).

یکی از دلایل اصلی افزایش پایداری خاکدانه‌ها در کاربری باغ زیتون نسبت به مرتع طبیعی تخریب شده افزایش مقدار ماده آلی خاک به خصوص در قسمت نیم‌سایه انداز درخت زیتون و در قسمت‌های پایین شیب در این نقاط است. افزایش پایداری خاکدانه‌ها به علت افزایش مقدار ماده آلی خاک در مطالعات زیادی مشاهده شده است (Halder et al., 2023; Husain and Dijkstra, 2023) که خاکدانه‌سازی در خاک پس از افزودن ماده آلی از طریق تشکیل ماکروخاکدانه‌ها افزایش یافته که این عامل عمدتاً توسط منشاء میکروبی ایجاد می‌شود (Husain and Dijkstra, 2023).

مواد آلی، منبع تغذیه میکروب‌ها هستند و می‌توانند منجر به تولید فرآورده‌های جانبی میکروبی شوند (Rahman et al., 2017). این فرآورده‌های جانبی، شامل پلی‌ساکاریدها و مواد لزج مانند (شبه موسیلاژ) هستند که می‌توانند پایداری خاکدانه‌ها را از طریق برهم‌کنش بین گروه‌های عاملی کربنی مواد آلی و ذرات معدنی افزایش دهند (Bucka et al., 2019; Liu et al., 2005). فرآورده‌های میکروبی غیرمتحرک، دارای بار الکتریکی هستند، به راحتی جذب می‌شوند و با کانی‌های رسی خاک برهم‌کنش دارند (Halder et al., 2024). این فرآیند سنتز میکروبی معمولاً ذرات خاک با اندازه ۰/۰۱ تا ۰/۰۵ میلی‌متر را از طریق پل‌های پلیمری به هم متصل می‌کند تا خاکدانه‌های بزرگتری تشکیل شود و در نتیجه پایداری خاکدانه‌ها افزایش یابد (Blanco and Lal, 2004).

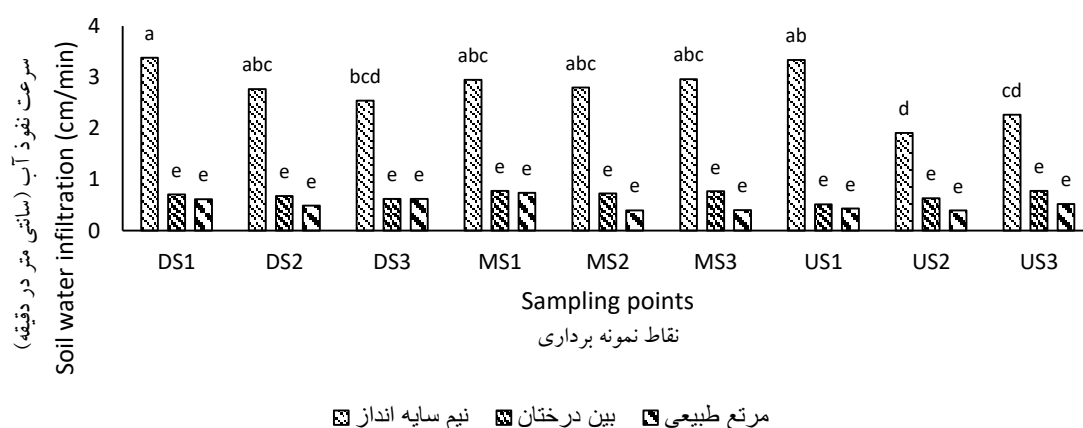
علاوه بر اثر ماده آلی خاک در افزایش پایداری خاکدانه، عامل موثر دیگر که می‌تواند باعث افزایش پایداری شود، آبریزی خاک است. در این مطالعه خصوصاً در نقاط زیر نیم‌سایه انداز آبریزی خاک هرچند اندک با افزایش رو به رو شده است. مطالعات نشان داده است که آبریزی خاک و پایداری خاکدانه‌ها توسط مواد آلی خاک با هم مرتبط هستند (Zheng et al., 2016).

آبریزی خاک می‌تواند با کاهش سرعت نفوذ آب به داخل خاکدانه، از تجزیه و فروپاشی خاکدانه‌ها جلوگیری کند (Vogelmann et al., 1993; Bisdom et al., 2013). در فرآیند تجزیه خاکدانه‌ها، خیس شدن سریع خاک نسبت به خیس شدن آهسته، موثرتر است (Sullivan, 1990). دلیل این امر این است که وقتی آب وارد خاکدانه می‌شود، یک افزایش ناگهانی نیرو به وجود می‌آید (Kemper and Rosenau, 1986). تاخیر در زمان خیس شدن مجدد خاک پس از خشکی شدید، راهی برای محافظت از خاکدانه‌های شکننده در برابر نیروی شدید خیس شدن ناگهانی است. به طور بالقوه، آبریزی می‌تواند به عنوان یک عملکرد اکولوژیکی از خاکدانه‌های کم آب محافظت کند (Zheng et al., 2016).

علاوه بر عوامل ذکر شده در مورد اثر ویژگی‌های خاک در افزایش پایداری خاکدانه‌ها، اسیدیته خاک یک عامل مهم دیگر در تعیین تغییرات در پایداری خاکدانه‌ها است. در محیط‌های اسیدی، فعالیت میکروبی افزایش پیدا می‌کند که این امر باعث تسهیل تشکیل خاکدانه‌های بزرگ و تثبیت آن‌ها می‌شود و همچنین، حلالیت و تحرک کاتیون‌ها نیز افزایش می‌یابد و این کاتیون‌ها با ایجاد پیوند بین رس و مواد آلی خاک، به پایداری ساختار خاک کمک می‌کنند (Wu et al., 2017; Regelink et al., 2015). در مطالعه حاضر نیز کاهش اسیدیته در قسمت نیم‌سایه انداز درخت زیتون همراه با افزایش پایداری خاکدانه‌ها در این نقاط بوده است که نتایج مطالعات پیشین را تایید می‌کند.

اثر تغییر کاربری زمین در مقدار سرعت نفوذ آب در خاک

نتایج آنالیز آماری نشان داد که اثر کاربری، نقطه نمونه‌گیری و همچنین اثر متقابل آن‌ها بر سرعت نفوذ آب در خاک معنی‌دار ($p < 0.01$) بود (جدول ۲). نتایج نشان داد که تغییر کاربری زمین از مرتع طبیعی تخریب شده به باغ زیتون باعث افزایش معنی‌دار مقدار سرعت نفوذ آب در خاک در زیر سایه انداز می‌شود و این افزایش در تمامی موقعیت‌های شیب رخ داده است (شکل ۸). اما در مقابل در تمام موقعیت‌های شیب تفاوت معنی‌داری در مقدار سرعت نفوذ آب در خاک در مرتع طبیعی تخریب شده و فاصله بین درختان دیده نشد.



شکل ۸- اثر متقابل کاربری در نقاط نمونه برداری بر نفوذ آب در خاک، DS1-DS3 نقاط در پایین شیب، MS1-MS3 نقاط در میانه شیب و US1-US3 نقاط در بالای شیب

بر اساس فراتحلیل انجام شده در منطقه آلپ، پوشش گیاهی می تواند در نفوذ آب در خاک اثر گذار باشد و نتایج آن مطالعه نشان داد که ترکیب درختان و درخچه ها می توانند سرعت ثابت نفوذ آب در خاک را تا مثبت ۲۰۶/۴۹ درصد بهبود بخشند اما در این میان علفزارهای منطقه آلپ از نظر نفوذ در وضعیت مناسبی قرار نداشتند (Jia et al., 2024). همچنین در مطالعات دیگر نیز مشخص شده است که کاربری زمین به علت تغییراتی که در پوشش گیاهی ایجاد می کند نقش مهمی در تعیین ظرفیت نفوذ دارد (Seputra et al., 2021) و ظرفیت نفوذ در مناطق دارای پوشش گیاهی، بیشتر خواهد بود (Rahma et al., 2023).

چندین عامل مسئول افزایش سرعت نفوذ آب در خاک هستند که از مهمترین آنها می توان به افزایش ماده آلی در زیر نیم سایه انداز درخت زیتون نام برد. ماده آلی خاک می تواند کربن و مواد مغذی را برای میکروارگانیسم های خاک فراهم کند (Guo et al., 2020). قارچ های خاک و سایر میکروارگانیسم ها می توانند از مواد آلی موجود استفاده کرده و موادی چسبناک (موسیلاژ) تولید کنند که میکروخاکدانه های آزاد را به هم متصل می کند. این فرآیند باعث تشکیل ماکروخاکدانه های خاک و افزایش پایداری آنها می شود (Six et al., 2004; Zhao et al., 2013). خاکدانه ها می توانند شرایط مناسبی را برای رشد گیاه فراهم کرده و تهویه و نفوذ آب در خاک را بهبود بخشند (Horn and Smucker, 2005) و در نتیجه رواناب و فرسایش را کاهش داده و به عنوان یک مرز تبخیر در سطح خاک عمل می کنند (Carminati et al., 2007).

علاوه بر این، ماده آلی خاک همچنین باعث توسعه منافذ خاک و کاهش تراکم ظاهری خاک می شود که برای افزایش سرعت نفوذ آب در خاک مهم است (Bogner et al., 2010). در مطالعات گوناگون نشان داده شده است که مقادیر بالای ماده آلی در خاک، جرم مخصوص ظاهری خاک را تا ۱۲ درصد کاهش و حجم نفوذ آب را تا ۲۷ درصد افزایش می دهد (Franzluebbers, 2002). خاک هایی با جرم مخصوص ظاهری پایین تر، دارای منافذ بزرگ تر و اتصال بهتر بین آنها هستند، در حالی که با افزایش جرم مخصوص ظاهری، مقدار منافذ متوسط و بزرگ به شدت کاهش می یابد. خاک هایی با منافذ بزرگ تر، بیشتر، در لحظات اولیه به دلیل نسبت بالای فاز گاز نسبت به خاک هایی با منافذ بزرگ تر، مقدار بیشتری آب را ذخیره می کنند. از آنجایی که تورم ذرات خاک پس از تماس با آب تأثیر زیادی بر حجم منافذ بزرگ ندارد، گاز داخل منافذ می تواند سریع تر تخلیه شود و در نتیجه مقاومت فاز گاز هنگام نفوذ آب به سمت پایین کاهش یابد (Li et al., 2009). این امر می تواند سرعت نفوذ آب در خاک را افزایش دهد و سرعت کاهش آن را کم کند. برعکس، با افزایش جرم مخصوص ظاهری، تخلخل خاک و خاکدانه های پایدار در آب کاهش می یابد که می تواند منافذ بزرگ خاک را کاهش دهد. این امر باعث می شود خاک به شدت متراکم شود و نفوذ آب را مختل کند (Marcacci et al., 2022; Wu et al., 2021). در نتیجه در این پژوهش انجام شده افزایش سرعت نفوذ آب در خاک در زیر نیم سایه انداز نسبت به فاصله بین درختان و مرتع طبیعی تخریب شده می تواند به علت کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک نیز باشد. یکی از دلایل مهم کم بودن سرعت نفوذ در متع طبیعی در این مطالعه تخریب آن است. یک پژوهش نشان داده است که چرای بی رویه منجر به تخریب مراتع آلپ شده است که منجر به اثرات قابل توجه بر ویژگی های نفوذ آب در خاک می شود (Niu et al., 2019).

همچنین برخی از مطالعات نشان داده است که افزایش کم مقدار آبریزی می تواند اثر مثبتی بر میزان نفوذ آب در خاک داشته باشد



که با نتایج پژوهش حاضر مطابقت دارد. مطالعات نشان داده است که ماده آلی آبگریز می‌تواند قابلیت خیس شونده‌ی خاک را کاهش داده و باعث شود آب به سرعت از ذرات خاک عبور کند (Van Der Heijden et al., 2013).

نتیجه‌گیری و پیشنهادات

پوشش طبیعی منطقه جنگل است. هر تغییری که پوشش درختی را احیاء کند، به نوعی بازگشت به شرایط متناسب طبیعی منطقه است و می‌توان به آن عملیات اصلاح کاربری اطلاق کرد. تغییرات در کاربری زمین از مرتع به باغ زیتون منجر به تغییرات قابل توجه در ویژگی‌های کلیدی خاک از جمله جرم مخصوص ظاهری خاک، میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها، سرعت نفوذ آب در خاک، آبگریزی، مقدار ماده آلی و اسیدیته در خاک شد. علاوه بر این نتایج این مطالعه نشان داد که موقعیت شیب می‌تواند در برخی از ویژگی‌های خاک اثر گذار باشد. بهبود ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی می‌تواند به طور مثبت بر بهره‌وری خاک و فرسایش تأثیر بگذارد. مدیریت نادرست زمین منجر به از دست رفتن خاک و آب می‌شود. بنابراین، استفاده و مدیریت صحیح از زمین نقش مهمی در کشاورزی پایدار و برنامه‌های توسعه ایفا می‌کند. شناسایی، کمی‌سازی و پایش تغییرات استفاده از زمین برای جلوگیری از تخریب خاک و بهبود مدیریت خاک و زمین ضروری است. به طور خلاصه، نتایج نشان داد که تبدیل مرتع به باغ زیتون می‌تواند منجر به افزایش کیفیت خاک و کاهش تخریب آن شود. بنابراین، مستندسازی تغییرات برای بهبود مدیریت زمین در این منطقه و سایر مناطق ضروری است. هر گونه تغییر در مدیریت خاک و کاربری زمین باید ارزیابی و پایش شود تا کیفیت خاک حفظ گردد. حفظ ماده آلی در خاک منجر به بهبود پایداری خاکدانه‌ها و ویژگی‌های هیدرولیکی خاک به دلیل تعاملات بین ویژگی‌های مختلف خاک می‌شود. استفاده از فناوری مناسب برای گسترش باغات زیتون و اتخاذ تدابیر مؤثر برای کاهش تخریب خاک و افزایش پایداری آن، در مناطقی که نیاز به تغییر در استفاده از زمین وجود دارد، بسیار حائز اهمیت است. تغییر کاربری زمین در اراضی بومی باید با احتیاط صورت گیرد زیرا تغییر در استفاده از زمین برای مدت طولانی ممکن است پایدار نباشد و شدت تخریب خاک و زمین را افزایش می‌دهد. این مطالعه ضرورت ایجاد استراتژی‌هایی برای مدیریت پایدار زمین و سیاست‌هایی که تأثیرات منفی تغییر کاربری زمین اراضی بومی را کاهش دهد، را نشان می‌دهد. برای جلوگیری از تخریب بیشتر خاک‌ها در منطقه، می‌توان از برنامه‌های حفاظت از خاک استفاده کرد تا نگهداری آب و ساختار خاک بهبود یابد.

REFERENCES

- Alanís, N., V.M. Hernández-Madrigal, A. Cerdà, M. Muñoz-Rojas, L.M. Zavala., & A. Jordán. (2017). Spatial gradients of intensity and persistence of soil water repellency under different forest types in central Mexico. *Land Degradation & Development*, 28: p. 317-327.
- Alvarez, R., A. Gimenez, F. Pagnanini, V. Recondo, D. Gangi, M. Caffaro, J.L. De Paepe., & G. Berhongaray. (2020). Soil acidity in the Argentine Pampas: Effects of land use and management. *Soil and Tillage Research*, 196: p. 104434.
- Avellaneda-Torres, L.M., T.E.L. Sicard., & E.T. Rojas. (2018). Impact of potato cultivation and cattle farming on physicochemical parameters and enzymatic activities of Neotropical high Andean Páramo ecosystem soils. *Science of the Total Environment*, 631: p. 1600-1610.
- Ayoubi, S., F. Khormali, K. Sahrawat., & A.R. De Lima. (2011). Assessing impacts of land use change on soil quality indicators in a loessial soil in Golestan Province, Iran.
- Bangroo, S., G. Najar., & A. Rasool. (2017). Effect of altitude and aspect on soil organic carbon and nitrogen stocks in the Himalayan Mawer Forest Range. *Catena*, 158: p. 63-68.
- Barneveld, R., A. Bruggeman, G. Sterk., & F. Turkelboom. (2009). Comparison of two methods for quantification of tillage erosion rates in olive orchards of north-west Syria. *Soil and Tillage Research*, 103: p. 105-112.
- Beillouin, D., R. Cardinael, D. Berre, A. Boyer, M. Corbeels, A. Fallot, F. Feder., & J. Demenois. (2022). A global overview of studies about land management, land-use change, and climate change effects on soil organic carbon. *Global change biology*, 28: p. 1690-1702.
- Bisdorn, E., L. Dekker., & J.T. Schoute. (1993). Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure, in *Soil structure/soil biota interrelationships.*, Elsevier. p. 105-118.
- Blanco-Canqui, H. & R. Lal. (2004). Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical reviews in plant sciences*, 23: p. 481-504.
- Bogner, C., D. Gaul, A. Kolb, I. Schmiedinger., & B. Huwe. (2010). Investigating flow mechanisms in a forest

- soil by mixed-effects modelling. *European Journal of Soil Science*, 61: p. 1079-1090.
- Bucka, F.B., A. Kölbl, D. Uteau, S. Peth., & I. Kögel-Knabner. (2019). Organic matter input determines structure development and aggregate formation in artificial soils. *Geoderma*, 354: p. 113881.
- Cambi, M., G. Certini, F. Neri., & E. Marchi. (2015). The impact of heavy traffic on forest soils: A review. *Forest ecology and management*, 338: p. 124-138.
- Carminati, A., A. Kaestner, R. Hassanein, O. Ippisch, P. Vontobel., & H. Flühler. (2007). Infiltration through series of soil aggregates: Neutron radiography and modeling. *Advances in water resources*, 30: p. 1168-1178.
- Chen, L.-F., Z.-B. He, J. Du, J.-J. Yang., & X. Zhu. (2016). Patterns and environmental controls of soil organic carbon and total nitrogen in alpine ecosystems of northwestern China. *Catena*, 137: p. 37-43.
- Dakora, F.D. & D.A. Phillips. (2002). Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. *Food security in nutrient-stressed environments: exploiting plants' genetic capabilities*: p. 201-213.
- De Rosa, D., D.W. Rowlings, B. Fulkerson, C. Scheer, J. Friedl, M. Labadz., and P.R. Grace. (2020). Field-scale management and environmental drivers of N₂O emissions from pasture-based dairy systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 117: p. 299-315.
- Dorel, M., J. Roger-Estrade, H. Manichon., & B. Delvaux. (2000). Porosity and soil water properties of Caribbean volcanic ash soils. *Soil Use and Management*, 16: p. 133-140.
- Farahnak, M., K. Mitsuyasu, K. Otsuki, K. Shimizu., & A. Kume. (2019). Factors determining soil water repellency in two coniferous plantations on a hillslope. *Forests*, 10: p. 730.
- Ferreira, C.S., S. Seifollahi-Aghmiuni, G. Destouni, N. Ghajarnia., & Z. Kalantari. (2022). Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. *Science of the Total Environment*, 805: p. 150106.
- Franzluebbers, A.J. (2002). Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil and Tillage research*, 66: p. 197-205.
- Gajić, K., B. Kresović, M. Tolimir, L. Životić, A. Lipovac., & B. Gajić. (2023). Hydraulic properties of fine-textured soils in lowland ecosystems of Western Serbia vary depending on land use. *Geoderma Regional*, 32: p. e00603.
- Galdino, S., E.E. Sano, R.G. Andrade, C.R. Grego, S.F. Nogueira, C. Bragantini., & A.H. Flosi. (2016). Large-scale modeling of soil erosion with RUSLE for conservationist planning of degraded cultivated Brazilian pastures. *Land degradation & development*, 27: p. 773-784.
- Gan, F., H. Shi, J. Gou, L. Zhang, Q. Dai., & Y. Yan. (2024). Responses of soil aggregate stability and soil erosion resistance to different bedrock strata dip and land use types in the karst trough valley of Southwest China. *International Soil and Water Conservation Research*, 12: p. 684-696.
- Gee, G.W. & D. Or. (2002). 2.4 Particle-size analysis. *Methods of soil analysis: Part 4 physical methods*, 5: p. 255-293.
- Grossman, R. & T. Reinsch. (2002). Bulk density and linear extensibility. *Methods of soil analysis: Part 4 physical methods*, 5: p. 201-228.
- Guo, M., W. Wang, T. Wang, W. Wang., & H. Kang. (2020). Impacts of different vegetation restoration options on gully head soil resistance and soil erosion in loess tablelands. *Earth surface processes and landforms*, 45: p. 1038-1050.
- Guo, X., H. Li, H. Yu, W. Li, Y. Ye., & A. Biswas. (2018). Drivers of spatio-temporal changes in paddy soil pH in Jiangxi Province, China from 1980 to 2010. *Scientific Reports*, 8: p. 2702.
- Halder, M., S.J. Ahmad, T. Rahman, J.C. Joardar, M.A.B. Siddique, M.S. Islam, M.U. Islam, S. Liu, S. Rabbi., & X. Peng. (2023). Effects of straw incorporation and straw-burning on aggregate stability and soil organic carbon in a clay soil of Bangladesh. *Geoderma Regional*, 32: p. e00620.
- Halder, M., M.U. Islam, S. Liu, Z. Guo, Z. Zhang., & X. Peng. (2024). Organic materials quality to control soil aggregation: A meta-analysis. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*: p. 1-14.
- Hamza, M. & W.K. Anderson. (2005). Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and tillage research*, 82: p. 121-145.
- Haverkamp, R., S. Debionne, R. Angulo-Jaramillo., & D. de Condappa. (2016) *Soil properties and moisture movement in the unsaturated zone*, in *The handbook of groundwater engineering*. CRC Press. p. 167-208.
- Hemmati, A., A. Tabatabaefar., & A. Rajabipour. (2013). Comparison of energy flow and economic performance between flat land and sloping land olive orchards. *Energy*, 61: p. 472-478.
- Hermansen, C., P. Moldrup, K. Müller, P.W. Jensen, C. van den Dijssel, P. Jeyakumar., & L.W. de Jonge. (2019). Organic carbon content controls the severity of water repellency and the critical moisture level



- across New Zealand pasture soils. *Geoderma*, 338: p. 281-290.
- Horn, R. & A. Smucker. (2005). Structure formation and its consequences for gas and water transport in unsaturated arable and forest soils. *Soil and Tillage Research*, 82: p. 5-14.
- Huang, R., W. Li, S. Qiu, Y. Long, Z. Zeng, J. Tang., & Q. Huang. (2025). Impact of land use types on soil microbial community structure and functional structure in Baihualing Village, China. *Global Ecology and Conservation*, 57: p. e03379.
- Husain, H. V and F.A. Dijkstra. (2023). The influence of plant residues on soil aggregation and carbon content: a meta-analysis. *Journal of plant nutrition and soil science*, 186: p. 177-187.
- Jia, Z., B. Weng, D. Yan, H. Peng., & Z. Dong. (2024). The effects of different factors on soil water infiltration properties in High Mountain Asia: A meta-analysis. *Catena*, 234: p. 107583.
- Kätterer, T., M.A. Bolinder, O. Andrén, H. Kirchmann., & L. Menichetti. (2011). Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141: p. 184-192.
- Kemper, W.D. & R.C. Rosenau. (1986). Aggregate stability and size distribution. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods*, 5: p. 425-442.
- Kooch, Y., N. Ghorbanzadeh, K. Haghverdi., & R. Francaviglia. (2023). Soil quality cannot be improved after thirty years of land use change from forest to rangeland. *Science of The Total Environment*, 856: p. 159132.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *science*, 304: p. 1623-1627.
- Leifeld, J., S. Bassin., & J. Fuhrer. (2005). Carbon stocks in Swiss agricultural soils predicted by land-use, soil characteristics, and altitude. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105: p. 255-266.
- Li, Z., P. Wu, H. Feng, X. Zhao, J. Huang., & W. Zhuang. (2009). Simulated experiment on effect of soil bulk density on soil infiltration capacity. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 25: p. 40-45.
- Liu, A., B. Ma., & A. Bomke. (2005). Effects of cover crops on soil aggregate stability, total organic carbon, and polysaccharides. *Soil Science Society of America Journal*, 69: p. 2041-2048.
- Magliano, P.N., D.D. Breshears, F. Murray, M.J. Niborski, M.D. Noretto, C.B. Zou., & E.G. Jobbágy. (2023). South American Dry Chaco rangelands: Positive effects of cattle trampling and transit on ecohydrological functioning. *Ecological Applications*, 33: p. e2800.
- Mahmoud, I.B., H.B. Mbarek, K. Gargouri, H. Rigane, M. Medhioub., & K. Medhioub. (2022). Effects of long-term olive mill wastewater disposal on the physical properties of an olive orchard soil in an arid Mediterranean region. *Arabian Journal of Geosciences*, 15: p. 519.
- Manandhar, R. & I.O. Odeh. (2014). Interrelationships of land use/cover change and topography with soil acidity and salinity as indicators of land degradation. *Land*, 3: p. 282-299.
- Mao, J., K.G. Nierop, S.C. Dekker, L.W. Dekker., & B. Chen. (2019). Understanding the mechanisms of soil water repellency from nanoscale to ecosystem scale: a review. *Journal of Soils and Sediments*, 19: p. 171-185.
- Marcacci, K.M., J.M. Warren, E. Perfect., & J.L. Labbé. (2022). Influence of living grass Roots and endophytic fungal hyphae on soil hydraulic properties. *Rhizosphere*, 22: p. 100510.
- Martin, M.P., M. Wattenbach, P. Smith, J. Meersmans, C. Jolivet, L. Boulonne., & D. Arrouays. (2011). Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences*, 8: p. 1053-1065.
- Masciandaro, G., C. Macci, E. Peruzzi., & S. Doni. (2018) Soil carbon in the world: ecosystem services linked to soil carbon in forest and agricultural soils, in *The future of soil carbon.*, Elsevier. p. 1-38.
- McDonald, S.E., W. Badgery, S. Clarendon, S. Orgill, K. Sinclair, R. Meyer, D.B. Butchart, R. Eckard, D. Rowlings., & P. Grace. (2023). Grazing management for soil carbon in Australia: A review. *Journal of Environmental Management*, 347: p. 119146.
- McSherry, M.E. & M.E. Ritchie. (2013). Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global change biology*, 19: p. 1347-1357.
- Nimmo, J.R. & K.S. Perkins. (2002). 2.6 Aggregate stability and size distribution. *Methods of soil analysis: part 4 physical methods*, 5: p. 317-328.
- Niu, Y., H. Zhu, S. Yang, S. Ma, J. Zhou, B. Chu, R. Hua., & L. Hua. (2019). Overgrazing leads to soil cracking that later triggers the severe degradation of alpine meadows on the Tibetan Plateau. *Land Degradation & Development*, 30: p. 1243-1257.
- Palese, A.M., N. Vignozzi, G. Celano, A. Agnelli, M. Pagliai., & C. Xiloyannis. (2014). Influence of soil management on soil physical characteristics and water storage in a mature rainfed olive orchard. *Soil and*

- Tillage Research, 144: p. 96-109.
- Panagos, P., D. De Rosa, L. Liakos, M. Labouyrie, P. Borrelli., & C. Ballabio. (2024). Soil bulk density assessment in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 364: p. 108907.
- Pihlap, E., M. Steffens., & I. Kögel-Knabner. (2021). Initial soil aggregate formation and stabilisation in soils developed from calcareous loess. *Geoderma*, 385: p. 114854.
- Poulenard, J., P. Podwojewski, J.-L. Janeau., & J. Collinet. (2001). Runoff and soil erosion under rainfall simulation of Andisols from the Ecuadorian Páramo: effect of tillage and burning. *Catena*, 45: p. 185-207.
- Pulido, M., S. Schnabel, J.F. Lavado Contador, J. Lozano-Parra., & F. González. (2018). The impact of heavy grazing on soil quality and pasture production in rangelands of SW Spain. *Land Degradation & Development*, 29: p. 219-230.
- Rahma, A.D., M. Rosidi, R. Zapariza, E. Sulaeman., & I. Ridwan. (2023). Infiltration ability in the area of land use change, Bogor, West Java. *Applied Water Science*, 13: p. 213.
- Rahman, M., Q. Zhu, Z. Zhang, H. Zhou., & X. Peng. (2017). The roles of organic amendments and microbial community in the improvement of soil structure of a Vertisol. *Applied Soil Ecology*, 111: p. 84-93.
- Rahmati, M., D. Or, W. Amelung, S.L. Bauke, R. Bol, H.-J. Hendricks Franssen, C. Montzka, J. Vanderborght., & H. Vereecken. (2023). Soil is a living archive of the Earth system. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4: p. 421-423.
- Rai, P.K., V.N. Mishra., & P. Singh. (2022). *Geospatial Technology for Landscape and Environmental Management*.: Springer.
- Regelink, I.C., C.R. Stoof, S. Rousseva, L. Weng, G.J. Lair, P. Kram, N.P. Nikolaidis, M. Kercheva, S. Banwart., & R.N. Comans. (2015). Linkages between aggregate formation, porosity and soil chemical properties. *Geoderma*, 247: p. 24-37.
- Rodríguez-Alleres, M. & E. Benito. (2011). Spatial and temporal variability of surface water repellency in sandy loam soils of NW Spain under Pinus pinaster and Eucalyptus globulus plantations. *Hydrological Processes*, 25: p. 3649-3658.
- Saputra, N., C. Wibowo., & Y. Lisnawati. (2021) Analysis of soil physical properties and infiltration rates for various landuses at Gunung Dahu Research Forest, Bogor District, West Java Province. in IOP Conference Series: Earth and Environmental Science.. IOP Publishing.
- Schulp, C.J. & A. Veldkamp. (2008). Long-term landscape–land use interactions as explaining factor for soil organic matter variability in Dutch agricultural landscapes. *Geoderma*, 146: p. 457-465.
- Seaton, F.M., D.L. Jones, S. Creer, P.B. George, S.M. Smart, I. Lebron, G. Barrett, B.A. Emmett., & D.A. Robinson. (2019). Plant and soil communities are associated with the response of soil water repellency to environmental stress. *Science of the total environment*, 687: p. 929-938.
- Shi, P., Y. Zhang, Y. Zhang, Y. Yu, P. Li, Z. Li, L. Xiao, G. Xu., & T. Zhu. (2020). Land-use types and slope topography affect the soil labile carbon fractions in the Loess hilly-gully area of Shaanxi, China. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 66: p. 638-650.
- Six, J., H. Bossuyt, S. Degryze., & K. Denef. (2004). A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and tillage research*, 79: p. 7-31.
- Soussana, J.F., P. Loiseau, N. Vuichard, E. Ceschia, J. Balesdent, T. Chevallier., & D. Arrouays. (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil use and management*, 20: p. 219-230.
- Sparks, D., A. Page, P. Helmke, R. Leoppert, P. Soltanpour, M. Tabatabai, G. Johnston., & M. Summer. (1996). *Methods of Soil Analysis*, Soil Science Society of American Journal. Book Series No. 5.
- Sparks, D.L., A.L. Page, P.A. Helmke., & R.H. Loeppert. (2020) *Methods of soil analysis, part 3: Chemical methods*. Vol. 14.: John Wiley & Sons.
- Steffens, M., A. Kölbl, K.U. Totsche., & I. Kögel-Knabner. (2008). Grazing effects on soil chemical and physical properties in a semiarid steppe of Inner Mongolia (PR China). *Geoderma*, 143: p. 63-72.
- Sullivan, L. (1990). Soil organic matter, air encapsulation and water-stable aggregation. *Journal of Soil Science*, 41: p. 529-534.
- Täumer, K., H. Stoffregen., & G. Wessolek. (2005). Determination of repellency distribution using soil organic matter and water content. *Geoderma*, 125: p. 107-115.
- Tellen, V.A. & B.P. Yerima. (2018). Effects of land use change on soil physicochemical properties in selected areas in the North West region of Cameroon. *Environmental systems research*, 7: p. 1-29.
- Van Der Heijden, G., A. Legout, B. Pollier, C. Bréchet, J. Ranger., & E. Dambrine. (2013). Tracing and modeling preferential flow in a forest soil—Potential impact on nutrient leaching. *Geoderma*, 195: p. 12-



22.

- Viscarra Rossel, R.A., R. Webster, E.N. Bui., & J.A. Baldock.(2014). Baseline map of organic carbon in Australian soil to support national carbon accounting and monitoring under climate change. *Global Change Biology*, 20: p. 2953-2970.
- Vogelmann, E., J. Reichert, J. Prevedello, G. Awe., & J. Mataix-Solera. (2013). Can occurrence of soil hydrophobicity promote the increase of aggregates stability? *Catena*, 110: p. 24-31.
- Walkley, A. & I.A. Black. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, 37: p. 29-38.
- Wang, C., G. Zhang, P. Zhu, S. Chen., & Y. Wan. (2023). Spatial variation of soil functions affected by land use type and slope position in agricultural small watershed. *Catena*, 225: p. 107029.
- Wu, G.-L., Z. Cui., & Z. Huang. (2021). Contribution of root decay process on soil infiltration capacity and soil water replenishment of planted forestland in semi-arid regions. *Geoderma*, 404: p. 115289.
- Wu, X., Y. Wei, J. Wang, D. Wang, L. She, J. Wang., & C. Cai. (2017). Effects of soil physicochemical properties on aggregate stability along a weathering gradient. *Catena*, 156: p. 205-215.
- Zavala, L.M., J. García-Moreno, Á.J. Gordillo-Rivero, A. Jordán., & J. Mataix-Solera. (2014). Natural soil water repellency in different types of Mediterranean woodlands. *Geoderma*, 226: p. 170-178.
- Zhao, Y., P. Wu, S. Zhao., & H. Feng. (2013). Variation of soil infiltrability across a 79-year chronosequence of naturally restored grassland on the Loess Plateau, China. *Journal of Hydrology*, 504: p. 94-103.
- Zheng, W., E.K. Morris, A. Lehmann., & M.C. Rillig. (2016). Interplay of soil water repellency, soil aggregation and organic carbon. A meta-analysis. *Geoderma*, 283: p. 39-47.