



<https://gep.ui.ac.ir/?lang=fa>

Geography and Environmental Planning

E-ISSN: 2252- 0910

Document Type: Research Paper

Vol. 36, Issue 2, No.98, 2025, pp. 113- 140

Received: 13/06/2025 Accepted: 20/07/2025

## Spatio-Temporal Modeling of Soil Erosion Using the RUSLE Model and Its Impact on Soil Quality

**Amin Barabarian**

Master student of Geomorphology, Department of Geography, Faculty of Literature & Human Sciences of Ali Shariati,  
Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran  
[amin.barabariyan@gmail.com](mailto:amin.barabariyan@gmail.com)

**Neda Mohseni**  \*

Associate professor, Department of Geography, Faculty of Literature & Human Sciences of Ali Shariati, Ferdowsi University  
of Mashhad, Mashhad, Iran  
[nedamohseni@um.ac.ir](mailto:nedamohseni@um.ac.ir)

### Abstract

This study aimed to evaluate the mechanisms driving soil erosion and investigate the impact of erodibility on soil quality dynamics across the southern slopes of the Aladagh Mountains in North Khorasan Province. To achieve this, soil erosion was assessed using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) model in conjunction with satellite data. The relationship between the erosion estimates and the Soil Quality Index (SQI) was analyzed using the Pearson's correlation coefficient. The RUSLE model results indicated that approximately 90% of the region was classified under severe erosion, with soil loss values ranging from 20 to 40 tons/ha/year. In contrast, areas experiencing soil loss of less than 10 to 20 tons/ha/year accounted for about 8% of the total area. The spatial pattern of the SQI revealed significant heterogeneity with the lowest values—approximately 0.43—found in the central, western, and southwestern regions. Overlaying this pattern with the RUSLE model results indicated that areas with the poorest soil quality predominantly occurred in mountainous regions characterized by steep slopes and rocky outcrops with shallow soils. This phenomenon was attributed to low organic matter content, reduced water retention capacity, and high slope gradients. Correlation analysis demonstrated a strong negative relationship between erosion and soil quality across 82.69% of the total area.

**Keywords:** Runoff, Management, Land Degradation, Remote Sensing, Aladagh.

---

\*Corresponding Author

Barabarian, A. and Mohseni, N. (2025). Spatio -temporal modeling of soil erosion using the RUSLE model and its impact on soil quality . *Geography and Environmental Planning*, 36 (2), 113 - 140 .



2252-0910 © University of Isfahan

This is an open access article under the CC BY-NC 4.0 License (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0>).



10.22108/gep.2025.145683.1732

## Introduction

Soil erosion refers to the detachment and transport of soil particles from surface layers, resulting in the degradation of soil quality and a decline in natural resource productivity. This global issue has severe consequences for agricultural lands, contributes to the sedimentation of dam reservoirs, and particularly affects soil quality on alluvial fan surfaces. Therefore, estimating soil losses, identifying vulnerable areas, and examining the underlying causes and mechanisms are essential steps for implementing effective soil conservation programs. The process of soil degradation is significantly influenced by environmental factors, including soil type, climate, topography, and vegetation, as well as their interactions. While many external variables play a critical role in the extent of soil erosion, intrinsic soil characteristics—such as soil texture, distribution of aggregates with varying physical properties, soil porosity, organic matter content, and soil biodiversity—can exacerbate the risk of erosion. This research aimed to assess: (1) the factors and mechanisms driving soil erosion development through a combination of remote sensing data and the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) model; (2) the Soil Quality Index (SQI) using OpenLandMap data and MODIS sensor products; and (3) the effects of the soil erodibility factor on changes in soil quality.

## Materials & Methods

This study was conducted on the southern slopes of the Aladagh Mountains, which are classified as having a semi-arid climate according to the De Martonne climate index. The input data for the annual calculations of the RUSLE were sourced from several global datasets. To estimate the rainfall-runoff erosivity factor (R), high-resolution precipitation data from the CHIRPS dataset were utilized. The soil erodibility factor (K) was determined using the soil texture class map from OpenLandMap. The topographic factor (LS) was computed through spatial analysis of a Digital Elevation Model (DEM) obtained from SRTM with a resolution of 30 m. For a more accurate calculation of the cover-management factor (C), a combined approach was employed. This integrated annual land cover/use data from the MODIS sensor with time-series NDVI data to account for the simultaneous effects of land use type and vegetation density. To evaluate the SQI, the data on the physical, chemical, and topographic properties of the soil were utilized. Physical properties, such as the percentage of sand and clay, were extracted from the OpenLandMap dataset, while soil surface moisture was derived from the SMAP sensor product. For the assessment of chemical properties, pH and soil organic carbon data were sourced from global OpenLandMap products. NDVI and land surface temperature data were extracted from the MOD13Q1 and MOD11A1 products, respectively.

## Research Findings

The results of the RUSLE model applied over a 20-year period indicated that approximately 90% of the total area fell within the severe erosion class with the estimated soil loss ranging from 20 to 40 tons/ha/year. Conversely, erosion classes with soil loss values of less than 10 to 20 tons/ha/year accounted for about 8% of the region. This distribution highlighted a significant potential for sediment production and land degradation within the basin, underscoring the need for effective management measures for natural resources. The spatial pattern of the SQI revealed considerable heterogeneity with the lowest index value—approximately 0.43—observed in the central, western, and southwestern parts of the region. Overlaying this pattern with the RUSLE model results showed that areas with the poorest soil quality were predominantly located in mountainous terrains characterized by steep slopes, rocky outcrops, and shallow soils. This situation was attributed to low organic matter content, inadequate water retention capacity, and steep gradients. Correlation analysis demonstrated a strong negative relationship between erosion and soil quality across 82.69% of the total area.

## Discussion of Results & Conclusion

Soil erodibility is a critical index for assessing soil susceptibility to water erosion and predicting soil loss. Soil erodibility (K) value serves as an intrinsic factor, illustrating the vulnerability of soils to erosion; thus, a higher K value corresponds to more severe soil erosion. Soil erosion presents significant environmental, economic, and social challenges. The results of this study indicated that soil erodibility increased when alluvial material from collapsing gullies was deposited onto farmland. While precipitation was the primary external driver of erosion,

soil erodibility remained a crucial internal factor. It was influenced by various characteristics, including soil texture, organic matter content, soil structure, and fundamental soil permeability. This research found a strong positive correlation between soil erodibility and factors, such as soil texture, slope, and organic matter content. The RUSLE model results revealed two concurrent phenomena. Firstly, there was an overall increasing trend in mean annual soil erosion, primarily driven by anthropogenic pressures, land use changes, and land degradation. Secondly, significant inter-annual fluctuations in soil erodibility and soil quality were observed, which were directly correlated with short-term climate variations, particularly the intensity and amount of annual precipitation. This underscored the vulnerability of the region's ecological system to climatic fluctuations. Additionally, the findings established a significant inverse relationship between soil erosion and soil quality in the study area. Spatial analyses confirmed a strong negative correlation (82.69%) between these two variables, highlighting erosion as the primary factor diminishing soil quality. Consequently, areas with high rates of erosion spatially coincided with low soil quality, while regions with low erosion rates were associated with more favorable soil quality. Based on the results, the level of soil erodibility was significantly influenced by intrinsic soil properties, including soil organic matter content, soil texture, soil structure, and soil moisture and permeability. The relationship between erosion and soil characteristics revealed that erodibility decreased as soil organic matter content increased. This phenomenon could be attributed to the role of organic matter in enhancing the cohesion of soil aggregates. This inverse relationship underscores the urgent need for effective soil management and conservation practices in these regions, especially in areas that exhibit a strong negative correlation. Comprehensive soil and water conservation management plans are essential and should focus on restoring vegetation cover, implementing proper grazing management, promoting conservation agriculture techniques, and constructing engineering structures for erosion control in areas classified as experiencing severe erosion. Moreover, continuous monitoring of erosion status is critical for assessing the effectiveness of the management measures that have been implemented.



## مقاله پژوهشی

# مدل‌سازی زمانی - مکانی فرسایش خاک با استفاده از مدل RUSLE و اثرات آن بر کیفیت خاک

امین برابریان، دانشجوی کارشناسی ارشد ژئومورفولوژی، گروه جغرافیا، دانشکده ادبیات و علوم انسانی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران

amin.barabariyan@gmail.com

ندا محسنی\* ، دانشیار ژئومورفولوژی، گروه جغرافیا، دانشکده ادبیات و علوم انسانی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران

nedamohseni@um.ac.ir

## چکیده

هدف از پژوهش حاضر ارزیابی سازوکارهای مؤثر بر توسعه فرسایش خاک و بررسی پیامد آن بر تغییر کیفیت خاک در دامنه‌های جنوبی آلاداغ واقع در استان خراسان شمالی است. این پژوهش با بهره‌گیری از مدل RUSLE و داده‌های ماهواره‌ای، فرسایش خاک را در دامنه‌های جنوبی آلاداغ ارزیابی کرد و با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون، رابطه آن را با شاخص کیفیت خاک بررسی کرده است. نتایج مدل در مقیاس زمانی ۲۰ ساله نشان می‌دهد که حدود ۹۰ درصد از مساحت منطقه در کلاس فرسایشی شدید با مقدار ۲۰ تا ۴۰ تن در هکتار در سال قرار دارد. کلاس‌های فرسایشی با مقدار تلفات خاک کمتر از ۱۰ تا ۲۰ تن در هکتار در سال حدود ۸ درصد از مساحت منطقه را پوشش می‌دهند. الگوی مکانی این کانون‌های افزایشی که در مناطق پایکوهی و دشت‌سر متمرکز شده‌اند، به شدت بر نقش تغییرات کاربری و مدیریت ناپایدار اراضی بر تشدید فرسایش دلالت دارند. الگوی مکانی کیفیت خاک نشان‌دهنده ناهمگونی معنادار در سطح منطقه است. شاخص کیفیت خاک در بخش‌های وسیعی از مرکز، غرب و جنوب غربی منطقه در پایین‌ترین مقدار نزدیک به ۰/۳۴ است. تطبیق این الگو با نتایج مدل RUSLE نشان می‌دهد که پهنه‌هایی با کمترین مقدار کیفیت خاک به‌طور عمده در اراضی کوهستانی، دامنه‌های پرشیب، رخنمون‌های سنگی و خاک‌های کم‌عمق به دلیل فقر ماده آلی، ظرفیت پایین نگهداشت آب و شیب زیاد قرار گرفته‌اند. نتایج آنالیز همبستگی نشان داد که حدود ۸۲/۶۹ درصد از مساحت منطقه دارای همبستگی منفی قوی بین فرسایش و کیفیت خاک بوده‌اند.

**واژه‌های کلیدی:** رواناب، مدیریت، تخریب اراضی، سنجش از دور، آلاداغ

\*نویسنده مسئول

برابریان، امین و محسنی، ندا. (۱۴۰۴). مدل‌سازی زمانی - مکانی فرسایش خاک با استفاده از مدل RUSLE و اثرات آن بر کیفیت خاک، جغرافیا و برنامه‌ریزی محیطی، ۳۶ (۲)، ۱۴۰-۱۱۳.



## مقدمه

فرسایش خاک شامل کنده‌شدن و حمل ذرات خاک از لایه‌های سطحی که با تبعات جبران‌ناپذیر بر زمین‌های کشاورزی، پرشدن دریاچه‌ها و تخریب کیفیت خاک از مشکلات شایع در تمامی نقاط جهان محسوب می‌شود (Rojas-Conzalez, 2008; Lu et al., 2004; Kim et al., 2005). تخمین تلفات خاک و شناسایی مناطق مستعد و بررسی عوامل و سازوکارهای اثرگذار می‌تواند بهترین اقدام مدیریتی برای دستیابی به برنامه‌های حفاظت خاک باشد. در مجموع، مناطق مستعد به تخریب خاک توسط فعالیت‌های انسان حدود دو میلیارد هکتار، تخریب خاک ناشی از عملکرد فرسایش آبی، حدود ۱۱۰۰ میلیون تن در هر هکتار در سال و تلفات خاک ناشی از عملکرد فرسایش بادی، ۵۵۰ تن در هر هکتار در سال برآورد شده است (Saha, 2004). فرایند تخریب خاک به‌شدت متأثر از عوامل محیطی شامل نوع خاک، اقلیم، ویژگی‌های توپوگرافی، پوشش گیاهی و درنهایت برهمکنش بین آن‌ها قرار دارد. عمده‌ترین ویژگی‌های توپوگرافی مؤثر بر فرسایش خاک شامل درصد شیب، جهت شیب و طول شیب هستند (Huang et al., 2015). این عوامل نقش مهمی در سازوکار رواناب بازی می‌کنند. شیب بیشتر، تولید رواناب بیشتر و بنابراین، کاهش نفوذپذیری را فراهم می‌آورد. همچنین فعالیت‌های انسانی نظیر گسترش کشاورزی، تبدیل جنگل به کاربری‌های شهری و مزارع می‌تواند به افزایش نرخ فرسایش خاک منجر می‌شود. اگرچه بسیاری از متغیرهای محیطی همچنان که در بالا تشریح شد، نقش مهمی در کمیت فرسایش خاک دارند، ویژگی‌های ذاتی خاک مانند بافت خاک، ویژگی فیزیکی خاکدانه‌ها، میزان تخلخل خاک، میزان ماده‌آلی، سطح تنوع زیستی خاک به‌طور بالقوه پتانسیل وقوع فرسایش خاک را در برهمکنش با متغیرهای محیطی تشدید می‌کنند.

مدل‌سازی فرسایش خاک با در نظر گرفتن عوامل درونی و بیرونی مؤثر، می‌تواند زمینه‌ای برای درک شرایط فرسایش فعلی و پیش‌بینی روند تغییرات آینده فراهم آورد. با این رویکرد، اقدامات مدل‌سازی متعددی برای بررسی ابعاد فرسایش خاک در دنیا انجام شده است. ارزیابی کمی فرسایش خاک از طریق ترکیب رویکردهای مدل‌سازی، اندازه‌گیری‌های میدانی و مدل‌های شبیه‌سازی می‌تواند گزینه‌ای کارآمد برای درک عمیق‌تر گستره زمانی-مکانی مشکلات مرتبط با فرسایش باشد. در دهه‌های اخیر، مدل‌های فرسایش متعددی برای ارزیابی پتانسیل فرسایش ورقه‌ای، شیاری و خندقی ارائه شده‌اند. مدل USLE برای اولین بار با هدف ارزیابی و تخمین فرسایش خاک در مزارع و مناطقی با توپوگرافی‌های کم‌شیب ارائه شد. نسخه اصلاح‌شده آن با عنوان RUSLE بعدها برای سنجش فرسایش خاک در طیف گسترده‌ای از مناطق ارائه شد (Wischmeier & Smith, 1978; Van Remortel et al., 2001; Lee & Lee, 2006). مدل‌های فرسایش خاک در مجموع به سه گروه مدل‌های تجربی، مفهومی و فیزیکی تقسیم می‌شوند. مدل USLE و نسخه اصلاح‌شده آن RUSLE درواقع ترکیبی از مدل‌های تجربی و مفهومی در حوزه فرسایش خاک هستند (Merritt et al., 2003). ترکیب یکپارچه از مدل‌های فرسایش خاک، داده‌های میدانی و داده‌های حاصل از سنجش از دور به‌طور قطع می‌تواند به ارزیابی دقیق‌تر ابعاد فرسایش خاک کمک کند. باتوجه‌به شرایط ژئومورفیک چشم‌اندازهای کوهستانی و دشت‌سرها و محیط بهینه آن‌ها برای توسعه زمین‌های کشاورزی، این اراضی از آسیب‌پذیرترین اشکال ژئومورفیک در برابر فرسایش محسوب می‌شوند. به‌طوری‌که گسترش فرسایش روی این

سطوح به شدت کیفیت خاک را متأثر می‌سازد. فرسایش‌پذیری خاک یا همان فاکتور K در معادله جهانی تلفات خاک<sup>۱</sup> USLE شاخص بسیار مهمی برای اندازه‌گیری حساسیت‌پذیری خاک به فرسایش آبی و عاملی ضروری برای پیش‌بینی فرسایش خاک است (Borselli et al., 2012). باتوجه به اثرات فرسایش روی کیفیت خاک، مطالعات بر روی ویژگی‌ها و فرسایش‌پذیری خاک‌های متأثر از فرسایش در راستای حفظ منابع طبیعی از جمله افزایش سطح کیفیت خاک ضروری به نظر می‌رسد.

Yusong et al. (2019) و Zhong et al. (2013) در مطالعه‌ای در چین نشان داده‌اند که از سال ۱۹۵۰ تا ۲۰۰۵، فرسایش خاک در مناطقی با خاک‌های رسی بر محدوده‌ای با وسعت ۱۲۲۰ کیلومتر مربع تأثیر گذاشته و به تلفات بیش از ۶۰ میلیون تن خاک و بیش از ۳۸۰۰۰ هکتار از زمین‌های کشاورزی منجر شده است. Fang et al. (2024) در مطالعه‌ای اثرات فرسایش را روی کیفیت خاک‌های زمین‌های کشاورزی در شمال شرق چین بررسی کردند. نتایج این مطالعه نشان داد که تغییرپذیری در نرخ فرسایش و کیفیت خاک به شدت متأثر از عامل شیب است. در مطالعه‌ای دیگر، Mandal et al. (2023) اثرات فرسایش را روی کیفیت خاک و پیامدهای آن‌ها بر توسعه پایدار کشاورزی در مناطقی از هند ارزیابی کردند. نتایج نشان داد که شاخص کیفیت خاک به‌طور معناداری در پاسخ به افزایش نرخ فرسایش خاک، روند کاهشی چشمگیری داشته است. همچنین، Mandal et al. (2021) کیفیت و بهره‌وری خاک را طی فازهای مختلف فرسایش با تأکید بر فرایندهای تخریب زمین در مناطق گرم و مرطوب هند ارزیابی کردند. نتایج بیانگر ارتباط معکوس و معنادار بین فازهای تکاملی فرسایش خاک با شاخص‌های کیفیت و بهره‌وری است. Nosrati (2013) مطالعه‌ای روی حوضه‌های آبخیز ایران، شاخص‌های کیفیت خاک را در پاسخ به تغییرات کاربری اراضی و فرسایش خاک ارزیابی کرد. نتایج مطالعه، تفاوت‌های معناداری از تغییرات کیفیت خاک را بین سطوح مختلف فرسایش/کاربری اراضی نشان داده است. Ma et al. (2024) پاسخ روند تخریب کیفیت خاک را به فرسایش ناشی از کشاورزی در شمال شرق چین مطالعه کردند. نتایج این تحقیق نشان داد که کشاورزی و فرسایش خاک ناشی از آن، بیشترین سهم در تخریب کیفیت خاک را در خاک‌های مالی سول (Mollisols) دارد. Eekhout & de Vente (2022) در مطالعه مروری جهانی، نشان دادند که تغییر اقلیم به تشدید فرسایش خاک، به‌ویژه در مناطق نیمه‌خشک، منجر خواهد شد و تغییر کاربری اراضی این روند را تشدید می‌کند؛ با این حال، اقدامات حفاظتی می‌توانند این اثرات را جبران کنند. Ibragimov et al. (2024) با استفاده از مدل RUSLE، فرسایش خاک را در منطقه بک‌آباد ازبکستان بررسی کرده و افزایش کلاس‌های فرسایش متوسط و جزئی را گزارش کردند که بر لزوم پایش مستمر و اقدامات حفاظتی تأکید دارد. Sud et al. (2024) نیز با به‌کارگیری همین رویکرد در حوضه آبخیز ساتلوج دریافتند که ۹۲ درصد از منطقه دارای فرسایش شدید با میانگین تلفات خاک ۱۰۷۴۰ تن در هکتار در سال است. در پژوهشی دیگر، Sentani et al. (2024) با ارزیابی فرسایش در حوضه آبخیز تانتانگ اندونزی نشان دادند که اگرچه فرسایش در بیشتر مناطق در سطح متوسط قرار دارد، برخی زیرحوضه‌ها با خطر فرسایش شدید مواجه هستند که می‌تواند به رسوب‌گذاری و سیلاب منجر شود.

<sup>1</sup> Universal Soil Loss Equation

تحقیقات زیادی در ایران با استفاده از روش‌های مختلف، فرسایش خاک و ارتباط آن را با کیفیت خاک ارزیابی کرده‌اند. امامی و همکاران (۱۳۹۵) با بررسی اثرات شیب و جهت آن بر کیفیت خاک در جنوب شرق مشهد نشان دادند که مقدار عددی شاخص کیفیت خاک در شیب‌های شمالی به‌طور معنی‌داری بیشتر از شیب‌های جنوبی است. محسنی (۱۳۹۸) در مطالعه‌ای روی سطوح مخروطه‌افکنه‌ای، اثرات فرسایش را بر تنوع میکروبی خاک بررسی کرد و دریافت که میزان کربن آلی و نیتروژن کل در مکان‌های رسوبی در مقایسه با مکان‌های فرسایشی کاهش معناداری داشته است. خضری و همکاران (۱۴۰۱) با بررسی تأثیر موقعیت‌های ژئومورفیک بر فرسایش‌پذیری و کیفیت خاک در حوضه آبخیز هشتیان نتیجه گرفتند که شانه دامن به دلیل شیب بیشتر، نرخ فرسایش‌پذیری بیشتری دارد، درحالی‌که کیفیت خاک در خط‌الرأس و پای دامن بهتر است.

در سال‌های اخیر، کاربرد مدل‌های مبتنی بر سنجش از دور برای برآورد فرسایش افزایش یافته است. معتمدی‌راد و همکاران (۱۴۰۲) با استفاده از مدل RUSLE در حوضه کال اسماعیل دره شاهرود، میزان فرسایش را ۱۷/۱۹ تن در هکتار برآورد کردند و منطقه را در کلاس فرسایش خیلی کم طبقه‌بندی کردند. درمقابل، ابراهیم‌زاده و همکاران (۱۴۰۳) با به‌کارگیری مدل RUSLE/SDR در حوضه آبخیز دیزگران، نرخ متوسط فرسایش را ۴۵/۰۹ تن در هکتار در سال محاسبه و نشان دادند که بیش از ۷۰ درصد مساحت حوضه در کلاس‌های فرسایش شدید و بسیار شدید قرار دارد. معرفتی و همکاران (۱۴۰۳) نیز با بررسی اثرات فرسایش خندقی در حوضه آبخیز ملااحمد اردبیل، بر اهمیت این نوع فرسایش در کاهش کیفیت خاک تأکید کردند. همچنین، ایزدی‌پور و همکاران (۱۴۰۴) با استفاده از مدل اینوست (InVEST) در منطقه سیستان، میانگین فرسایش را ۲/۰۷ تن در هکتار در سال برآورد کردند و رابطه‌ای مثبت و معنادار بین کیفیت زیستگاه و پتانسیل فرسایش خاک یافتند.

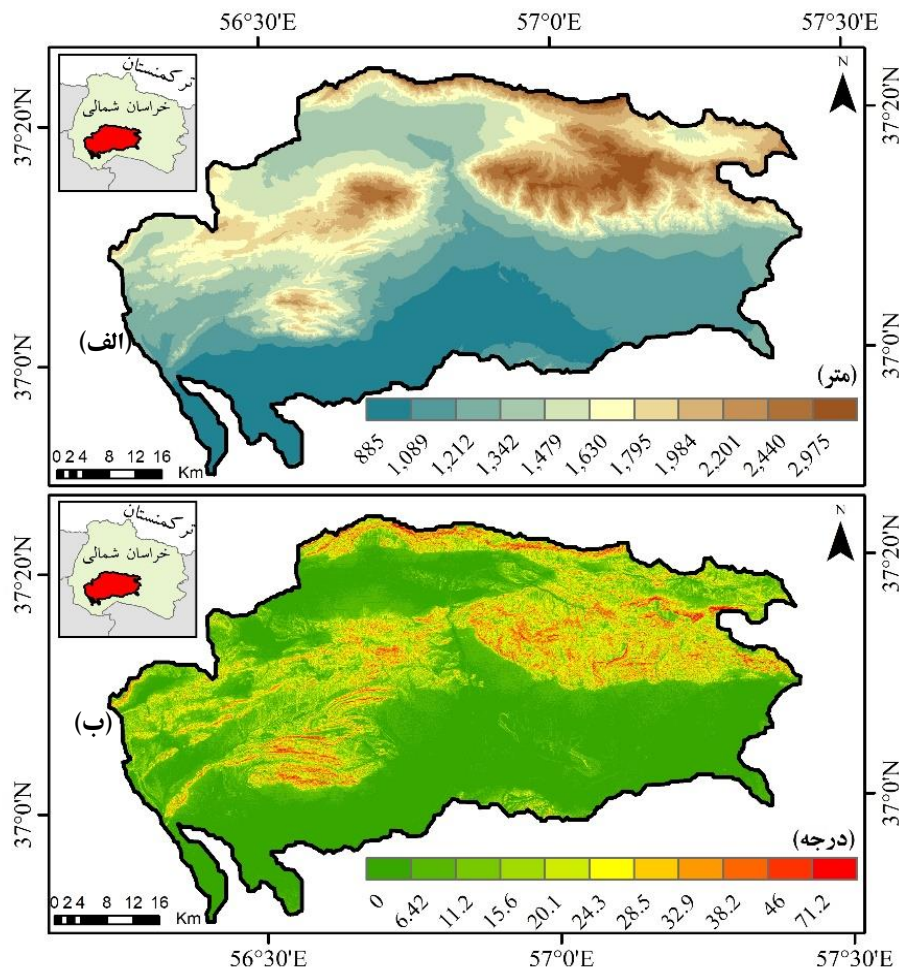
باوجود تعدد مطالعات در زمینه مدل‌سازی زمانی-مکانی فرسایش خاک، به بررسی پیامدهای مستقیم این پدیده بر شاخص‌های کیفیت خاک کمتر توجه شده است. تمرکز اصلی پژوهش‌های پیشین بر کمی‌سازی تلفات خاک بوده و ارزیابی ابعاد این مخاطره بر تغییرات سطح کیفیت خاک، کمتر بررسی شده است. از آنجاکه یکی از مخرب‌ترین اثرات فرسایش، کاهش کیفیت خاک است، هدف از پژوهش حاضر پرکردن این شکاف تحقیقاتی است. به‌طور جزئی تحقیق پیش‌رو اهداف زیر را دنبال می‌کند: (۱) پیش‌بینی عوامل و سازوکارهای مؤثر بر توسعه فرسایش خاک با ترکیبی از داده‌های سنجش از دور و مدل RUSLE؛ (۲) سنجش شاخص کیفیت خاک با استفاده از داده OpenLandMap و محصولات سنجنده MODIS؛ (۳) بررسی اثرات فاکتور فرسایش‌پذیری بر تغییر کیفیت خاک.

## روش‌شناسی پژوهش

### محدوده مطالعه شده

این پژوهش در دامنه‌های جنوبی رشته کوه آلاداغ، واقع در استان خراسان شمالی در شمال شرقی ایران انجام شده است (شکل ۱). این منطقه به لحاظ توپوگرافیک، ناحیه‌ای کوهستانی است که آن را به منطقه نمونه برای مطالعات فرسایش خاک تبدیل کرده است. دامنه ارتفاعی از کمینه ۹۹۵ متر در پایین دست تا بیشینه ۲۹۷۵ متر از سطح دریای

آزاد متغیر است و میانگین ارتفاع کل منطقه ۱۳۵۲ متر از سطح دریا برآورد می شود. وجود شیب های بسیار تند یکی از مشخصه های اصلی این منطقه است، به طوری که بیشینه شیب در دامنه های پرشیب به ۷۱ درجه می رسد. این شیب تند، پتانسیل منطقه را برای رخداد فرسایش آبی و حرکات توده ای افزایش می دهد. منطقه مطالعه شده دارای میانگین بارش سالانه بلندمدت ۲۵۴/۸ میلی متر (ضریب تغییرات ۲۳/۵ درصد) و میانگین دمای سالانه ۱۳/۹ درجه سلسیوس (ضریب تغییرات ۰/۲۱ درصد) است. این مقادیر، اقلیم منطقه را براساس طبقه بندی های اقلیمی دمارتن ( Oliver, 1991)، در گروه نیمه خشک با بارش های نامنظم و دمای نسبتاً پایدار طبقه بندی می کند. وضعیت پوشش گیاهی که انعکاسی از شرایط اقلیمی است، با میانگین شاخص NDVI بلندمدت ۰/۱۳، تراکم گیاهی کمی را نشان می دهد. نوسانات سالانه این شاخص با ضریب تغییرات ۹/۸ درصد، بیانگر حساسیت بالای اکوسیستم منطقه به تغییرات سالانه، به خصوص نوسانات بارش است.



شکل ۱: موقعیت منطقه مطالعه شده در شمال شرق ایران به همراه مدل رقومی ارتفاع (DEM) (الف) و شیب منطقه (ب)  
Figure 1: Location of the study area in northeastern Iran along with DEM (a) and slope gradient (b)

## داده‌های استفاده‌شده

داده‌های ورودی برای محاسبه سالانه مدل جهانی بازنگری‌شده فرسایش خاک (RUSLE<sup>۱</sup>) از چندین مجموعه داده جهانی استخراج شده است (جدول ۱ و شکل ۲). برای برآورد عامل فرسایش‌پذیری بارش (R)، از داده‌های بارش با تفکیک افقی ۵ کیلومتر مجموعه داده CHIRPS<sup>۲</sup> (Shen et al., 2020) استفاده شد. عامل فرسایش‌پذیری خاک (K) با بهره‌گیری از نقشه کلاس بافت خاک OpenLandMap (Gupta et al., 2024) و تخصیص مقادیر K استاندارد به هر کلاس تعیین شد. عامل توپوگرافی (LS) که اثر طول و شیب دامنه را نشان می‌دهد، از طریق تحلیل‌های مکانی روی مدل رقومی ارتفاع (DEM<sup>۳</sup>) حاصل از مأموریت توپوگرافی شاتل رادار (SRTM<sup>۴</sup>) با تفکیک ۳۰ متر محاسبه شد. به‌منظور محاسبه دقیق‌تر عامل پوشش گیاهی و مدیریت (C)، رویکرد تلفیقی به‌کار گرفته شد که در آن داده‌های سالانه پوشش/کاربری اراضی سنجنده MODIS ماهواره Terra با داده‌های سری زمانی شاخص نرمال‌شده تفاوت پوشش گیاهی (NDVI<sup>۵</sup>) از همان سنجنده ترکیب شد تا تأثیر هم‌زمان نوع کاربری و تراکم پوشش گیاهی لحاظ شود. به‌منظور ارزیابی شاخص کیفیت خاک، مجموعه‌ای از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک به‌کار گرفته شد (جدول ۲ و شکل ۳). خصوصیات فیزیکی شامل درصد شن (Sand)، سیلت (Silt) و رس (Clay) و خصوصیات شیمیایی شامل pH و ماده آلی خاک از محصولات جهانی OpenLandMap استخراج شد. جرم مخصوص ظاهری (Bulk density) و تخلخل کل (Total porosity) از مجموعه داده Soilgrids و رطوبت سطحی خاک از محصول سنجنده SMAP استخراج شد.

جدول ۱: داده‌های استفاده‌شده برای مدل جهانی تصحیح‌شده فرسایش خاک (RUSLE)

Table 1: Data employed for the RUSLE model

| منبع                 | کاربرد               | تفکیک افقی | مجموعه داده      | متغیر                 |
|----------------------|----------------------|------------|------------------|-----------------------|
| Shen et al., 2020    | فرسایش‌پذیری بارش    | ۵ کیلومتر  | CHIRPS           | عامل R (بارش)         |
| Gupta et al., 2024   | حساسیت خاک به فرسایش | ۲۵۰ متر    | OpenLandMap      | عامل K (فرسایش‌پذیری) |
| Yang et al., 2011    | محاسبه اثر توپوگرافی | ۳۰ متر     | SRTM             | عامل LS (طول و شیب)   |
| Friedl et al., 2002  | کاربری اراضی         | ۵۰۰ متر    | MODIS Land Cover | عامل C (پوشش گیاهی)   |
| Lunetta et al., 2022 | تراکم پوشش گیاهی     | ۲۵۰ متر    | MODIS NDVI       | عامل C (پوشش گیاهی)   |

## روش تحقیق

## مدل جهانی بازنگری‌شده فرسایش خاک (RUSLE)

فرسایش خاک حاصل برهم‌کنش مجموعه‌ای از عوامل مستقیم و غیرمستقیم شامل جهت شیب و شیب دامنه، پتانسیل فرسایش‌پذیری بارش، حساسیت خاک به فرسایش (عامل فرسایش‌پذیری)، روش‌های مدیریت کشاورزی و کارایی

<sup>1</sup> Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)

<sup>2</sup> Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data (CHIRPS)

<sup>3</sup> Digital Elevation Model (DEM)

<sup>4</sup> Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)

<sup>5</sup> Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

اقدامات حفاظتی است (Wang et al., 2022). به‌منظور بررسی و ارزیابی فرسایش خاک، از مدل بازنگری‌شده جهانی فرسایش خاک (RUSLE) استفاده شده است. مدل RUSLE به‌عنوان ابزاری شناخته‌شده و پرکاربرد برای تحلیل پدیده فرسایش خاک با بهره‌گیری از داده‌های مختلف زمینی و ماهواره‌ای، اطلاعات درخور توجهی را در این زمینه فراهم می‌آورد (Zhu et al., 2022).

در پژوهش حاضر، داده‌های استفاده‌شده براساس اطلاعات **جدول (۱)** تهیه شد. سپس، مدل RUSLE برای یک دوره آماری ۲۰ ساله (۲۰۲۰-۲۰۰۱) به‌صورت سلول‌به‌سلول (pixel-by-pixel) و با در نظر گرفتن وابستگی متقابل و تغییرپذیری مکانی داده‌های ورودی محاسبه شد. شرح محاسباتی مدل RUSLE در رابطه (۱) ارائه شده است.

$$A=R \times K \times LS \times C \times P \quad \text{رابطه (۱)}$$

در رابطه (۱)  $A$  بیانگر میانگین فرسایش سالانه خاک،  $K$  عامل فرسایش‌پذیری خاک،  $LS$  عامل طول و شیب دامنه،  $C$  عامل مدیریت پوشش گیاهی و زراعی و  $P$  عامل عملیات حفاظتی بدون بُعد هستند (Zhang et al., 2025). از آنجاکه ناهمگونی در تفکیک افقی متغیرهای ورودی، چالشی کلیدی در مدل‌سازی مکانی است و می‌تواند بر دقت و قطعیت نتایج نهایی تأثیرگذار باشد، در این پژوهش از داده‌های بافت خاک، pH، ماده آلی، جرم مخصوص ظاهری و تخلخل با تفکیک ۲۵۰ متر (از منابع OpenLandMap و Soilgrids) و داده‌های رطوبت خاک با تفکیک ۱۰ متر استفاده شده است. برای مدیریت تطابق‌نداشتن مقیاس مکانی که از درون‌یابی داده‌های با تفکیک پایین ناشی می‌شود، تمامی متغیرهایی با تفکیک ۱۰ متر به ۲۵۰ متر با استفاده از تابع میانگین، نمونه‌گیری مجدد (Resample) شدند. به‌منظور طبقه‌بندی کیفی نتایج کمی حاصل از مدل RUSLE، از سیستم طبقه‌بندی شدت فرسایشی استفاده شد که مورگان (Morgan, 2009) پیشنهاد داده بود. در این روش، مقادیر برآوردشده فرسایش خاک براساس پیامدهای زیست‌محیطی و ارتباط با آستانه تحمل خاک (T-value) به کلاس‌های مختلفی تقسیم می‌شوند.

جدول ۲: داده‌های استفاده‌شده برای ارزیابی شاخص کیفیت خاک

Table 2: Data employed for assessing soil quality index

| منبع                    | تفکیک افقی | مجموعه داده | متغیر              |
|-------------------------|------------|-------------|--------------------|
| Gupta et al., 2024      | ۲۵۰ متر    | OpenLandMap | بافت خاک (شن و رس) |
|                         |            |             | pH خاک             |
|                         |            |             | ماده آلی خاک       |
| Colliander et al., 2021 | ۱۰ کیلومتر | SMAP        | رطوبت خاک          |
|                         | ۲۵۰ متر    | Soilgrids   | جرم مخصوص ظاهری    |
|                         |            |             | تخلخل کل خاک       |

## شاخص کیفیت خاک (SQI<sup>۱</sup>)

شاخص‌های کیفیت خاک مجموعه‌ای از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک هستند که شرح هریک از این داده‌ها در [جدول \(۲\)](#) ارائه شده است. به‌طورکلی، شاخص‌های کیفیت خاک در سیستم‌های کشاورزی از اهمیت بسیار زیادی برخوردارند؛ زیرا تولید پایدار محصولات کشاورزی به تعامل یکپارچه و متوازن خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک وابسته است ([Wood et al., 2017](#)). از این داده‌ها در کرواسی ([Radočaj et al., 2023](#))، شمال تایلند ([Madueke et al., 2024](#))، شهرستان بکاباد ازبکستان ([Ibragimov et al., 2024](#))، حوضه آبخیز ستلج ([Satluj](#)) در شمال هند ([Sud et al., 2024](#)) و حوضه آبخیز تونتانگ ([Tuntang](#)) در مرکز اندونزی ([Sentani et al., 2024](#)) استفاده شده است و کارایی این داده‌ها را تأیید کرده‌اند. برای ارزیابی وضعیت خاک در مناطق مختلف، شاخص کیفیت خاک (SQI) با بهره‌گیری از رویکردهای آماری چندمتغیره محاسبه شد. این فرایند در سه گام اصلی پیاده‌سازی شد: نخست، انتخاب یک مجموعه داده حداقلی (MDS) از میان شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی خاک که قادر به نمایش جامع عملکرد اکوسیستم باشند؛ دوم، استانداردسازی این شاخص‌ها از طریق توابع امتیازدهی و سوم، تجمع این امتیازها در یک شاخص نهایی. برای تحقق گام اول، از تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) برای شناسایی متغیرهای کلیدی و تأثیرگذار استفاده شد. مؤلفه‌های اصلی (PC) با مقدار ویژه (Eigen value) بالاتر از یک انتخاب شده و تنها متغیرهایی با بالاترین بار عاملی در هر مؤلفه، به شرط عدم همبستگی معنادار با یکدیگر، برای مجموعه داده حداقلی برگزیده شدند ([Andrews et al., 2002](#)). در گام بعد، مقادیر متغیرهای منتخب با استفاده از توابع امتیازدهی غیرخطی سیگموئید به امتیازاتی بی‌بعد در بازه صفر تا یک براساس رابطه (۱) محاسبه و تبدیل شدند ([Bastida et al., 2006](#)).

$$Y = \frac{\alpha}{(1 + (\frac{x}{x_0})^b)} \quad (1)$$

که  $Y$  امتیاز شاخص،  $x$  مقدار اندازه‌گیری شده و  $x_0$  مقدار میانگین آن شاخص در تمامی نمونه‌ها است؛ درنهایت، شاخص کیفیت خاک (SQI) از طریق یک مدل وزنی تجمعی همانند رابطه (۲) محاسبه شد.  $\alpha$  حداکثر امتیاز (مقدار بیشینه خروجی تابع، اغلب برابر با یک و  $b$  تعیین‌کننده شیب و نوع روند (افزایشی/کاهشی) تابع نسبت تغییرات است.

$$SQI = \sum_{i=1}^n W_i S_i \quad (2)$$

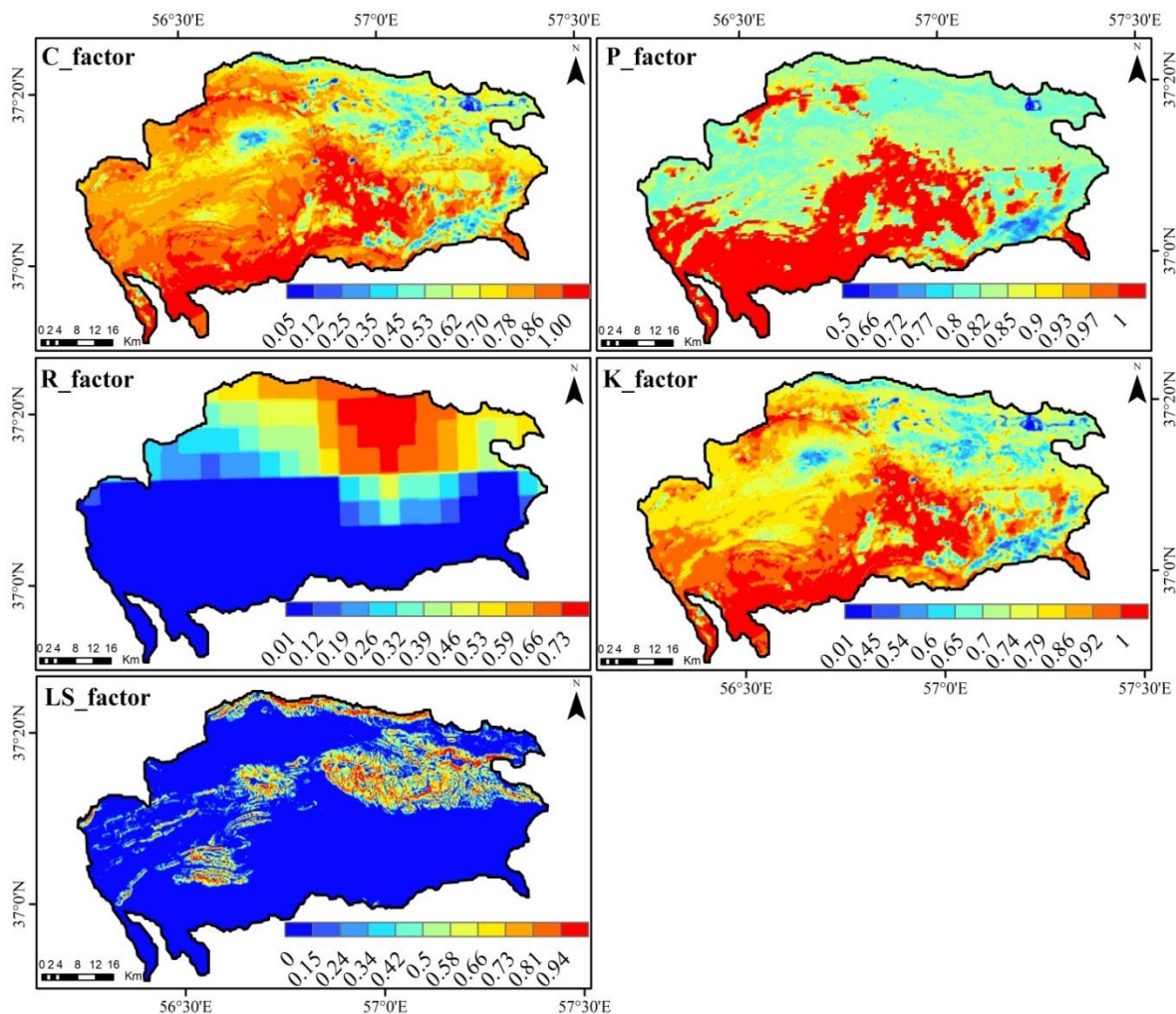
که  $S_i$  امتیاز نرمال‌شده هر شاخص و  $W_i$  وزن آن است که براساس درصد واریانس تبیین‌شده توسط هر مؤلفه اصلی در تحلیل PCA و پس از نرمال‌سازی به واحد، تعیین شد ([Armenise et al., 2013](#)).

## روش‌های آماری

به منظور ارزیابی کمی رابطه بین متغیرها از ضریب همبستگی پیرسون استفاده شد. این ضریب، شاخصی آماری است که شدت و جهت رابطه خطی بین دو متغیر کمی پیوسته را اندازه‌گیری می‌کند ([Cohen et al., 2009](#)). در پژوهش

<sup>1</sup> Soil Quality Indicators (SQI)

حاضر، از این روش آماری برای بررسی نوع و شدت ارتباط بین مقادیر فرسایش خاک برآوردشده توسط مدل جهانی بازنگری شده فرسایش خاک (RUSLE) و مقادیر محاسبه شده برای شاخص کیفیت خاک (SQI) در دامنه‌های جنوبی آلاداغ استفاده شد. هدف از این تحلیل، بررسی این فرض است که آیا کاهش یا افزایش مقدار فرسایش خاک در منطقه، رابطه آماری معناداری با کیفیت خاک دارد. به‌منظور تعیین بزرگی روند در سری‌های زمانی از روش ناپارامتریک برآوردگر شیب سین (Sen's) استفاده شد. این روش برای کمی‌سازی شیب یک روند خطی به کار می‌رود و به‌دلیل ماهیت ناپارامتریک خود، نیازی به پیش‌فرض نرمال بودن توزیع داده‌ها ندارد و در برابر داده‌های پرت بسیار مقاوم است (Sen, 1968). آزمون روند شیب سین برای تمامی نقطه شبکه‌های بررسی شده محاسبه می‌شود و همچنین برای درک بهتر روند فرسایش خاک در دامنه‌های جنوبی آلاداغ متوسط پهنه‌های روند تهیه و تحلیل شده است.



شکل ۲: متغیرهای مدل RUSLE برای ارزیابی نرخ فرسایش خاک. R (شاخص فرساینده‌گی بارش)؛ K (فرسایش‌پذیری خاک)؛ LS (ضریب شیب و طول شیب)؛ C (ضریب پوشش گیاهی/مدیریت)؛ P (ضریب عملیات حفاظتی/مدیریت زمین)

Figure 2: Factors of RUSLE model for assessing soil erosion rate. R (Rainfall Erosivity Factor); R (Soil Erodibility Factor); LS (Slope Length and Steepness Factor); C (Cover and Management Factor); P (Conservation Practice Factor)

## یافته‌های پژوهش و تجزیه و تحلیل

### تحلیل میانگین فرسایش خاک براساس نتایج مدل **RUSLE** در بازه ۲۰۲۰-۲۰۰۱

براساس نتایج ارائه شده در **جدول (۳)**، روند تغییرات شاخص کیفیت خاک و میزان فرسایش خاک طی دوره ۲۰ ساله (۲۰۲۰-۲۰۰۱) تحلیل شد. نتایج نشان می‌دهد که شاخص کیفیت خاک از دامنه ۰/۶۹-۰/۴۹ در دوره ۲۰۰۱-۲۰۰۵ به ۰/۵۴-۰/۳۳ در دوره ۲۰۱۶-۲۰۲۰ کاهش یافته است که بیانگر افت ۳۲/۷ درصد در حد پایین و ۲۱/۷ درصد در حد بالای این شاخص است. کلاس فرسایش شدید بیشترین مساحت (۶۰ درصد) به‌طور عمده در بخش‌های شمالی، مرکزی و غربی حوضه متمرکز هستند. این کاهش چشمگیر در کیفیت خاک می‌تواند ناشی از عوامل متعددی نظیر تشدید فعالیت‌های انسانی، تغییر اقلیم و مدیریت نامناسب اراضی باشد. نتایج این پژوهش که نشان‌دهنده کاهش محسوس کیفیت خاک است، با یافته‌های مطالعات جهانی همسو است. تحقیقات مختلف از جمله مطالعه **Kahsay (2025)** در اتیوپی، کاهش معنادار شاخص کیفیت خاک را در اثر مدیریت نادرست اراضی گزارش کرده‌اند که تأییدی بر نتایج حاضر است. به‌طور مشابه، **Bünemann et al. (2018)** نشان دادند که فعالیت‌های انسانی مانند کشاورزی و تغییر کاربری اراضی، نقش اصلی در تخریب خاک ایفا می‌کنند. **Dror et al. (2021)** نیز تأکید کرده‌اند که در دهه‌های اخیر، تأثیر فعالیت‌های انسانی بر کاهش کیفیت خاک حتی از عوامل طبیعی پیشی گرفته است. این همخوانی یافته‌ها نشان می‌دهد که کاهش کیفیت خاک پدیده‌ای جهانی است که نیازمند مدیریت پایدار اراضی و راهکارهای انطباقی با تغییر اقلیم است.

از منظر فرسایش خاک، تحلیل داده‌ها حاکی از آن است که بیشترین درصد اراضی در طبقه فرسایش شدید قرار دارد که این میزان از ۵۵/۹ درصد در دوره ۲۰۰۵-۲۰۰۱ به ۶۰/۸ درصد در دوره ۲۰۱۶-۲۰۲۰ افزایش یافته است. نکته درخور تأمل، کاهش مساحت اراضی با فرسایش کم از ۳/۳ به ۱/۳ درصد و همچنین کاهش اراضی با فرسایش متوسط از ۵/۹ به ۵/۱ درصد است. این روند نشان‌دهنده انتقال تدریجی اراضی از طبقات فرسایشی کمتر به طبقات با شدت فرسایش بیشتر است.

نتایج این پژوهش نشان داد که بیشترین نرخ فرسایش خاک عمدتاً در دشت‌های کم‌شیب و مناطق دارای پوشش گیاهی ضعیف رخ می‌دهد که این یافته با نتایج مطالعات مشابه در ایران و سایر مناطق نیمه‌خشک و خشک جهان همخوانی دارد. مطالعات انجام شده در ایران (**Mohammadi et al., 2021**) نشان داده‌اند که مناطق با اراضی بایر و مدیریت نامناسب مراتع، بیشترین نرخ فرسایش خاک را به خود اختصاص داده‌اند و حتی در اراضی کم‌شیب نیز شدت فرسایش زیاد است. همچنین، **de Vente & Eekhout (2022)** نشان دادند که بیشترین مقادیر فرسایش در اراضی فاقد پوشش گیاهی و با خاک‌های با بافت ریز و حساس به فرسایش، حتی در شیب‌های ملایم مشاهده می‌شود. این هم‌راستایی در نتایج این تحقیق در دامنه‌های جنوبی آلاداغ با تحقیقات مشابه ناشی از نقش کلیدی پوشش گیاهی، مدیریت اراضی و ویژگی‌های خاک است که در مدل **RUSLE** نیز به آن توجه شده است و نشان می‌دهد که عامل **C** و **K** به‌شدت در تعیین پراکنش مکانی فرسایش مؤثر هستند؛ بنابراین، برهم‌کنش این دو عامل حتی در شیب‌های ملایم بخش‌های شمالی، مرکزی و غربی به بروز شدیدترین نرخ فرسایش در حوضه منجر شده است.

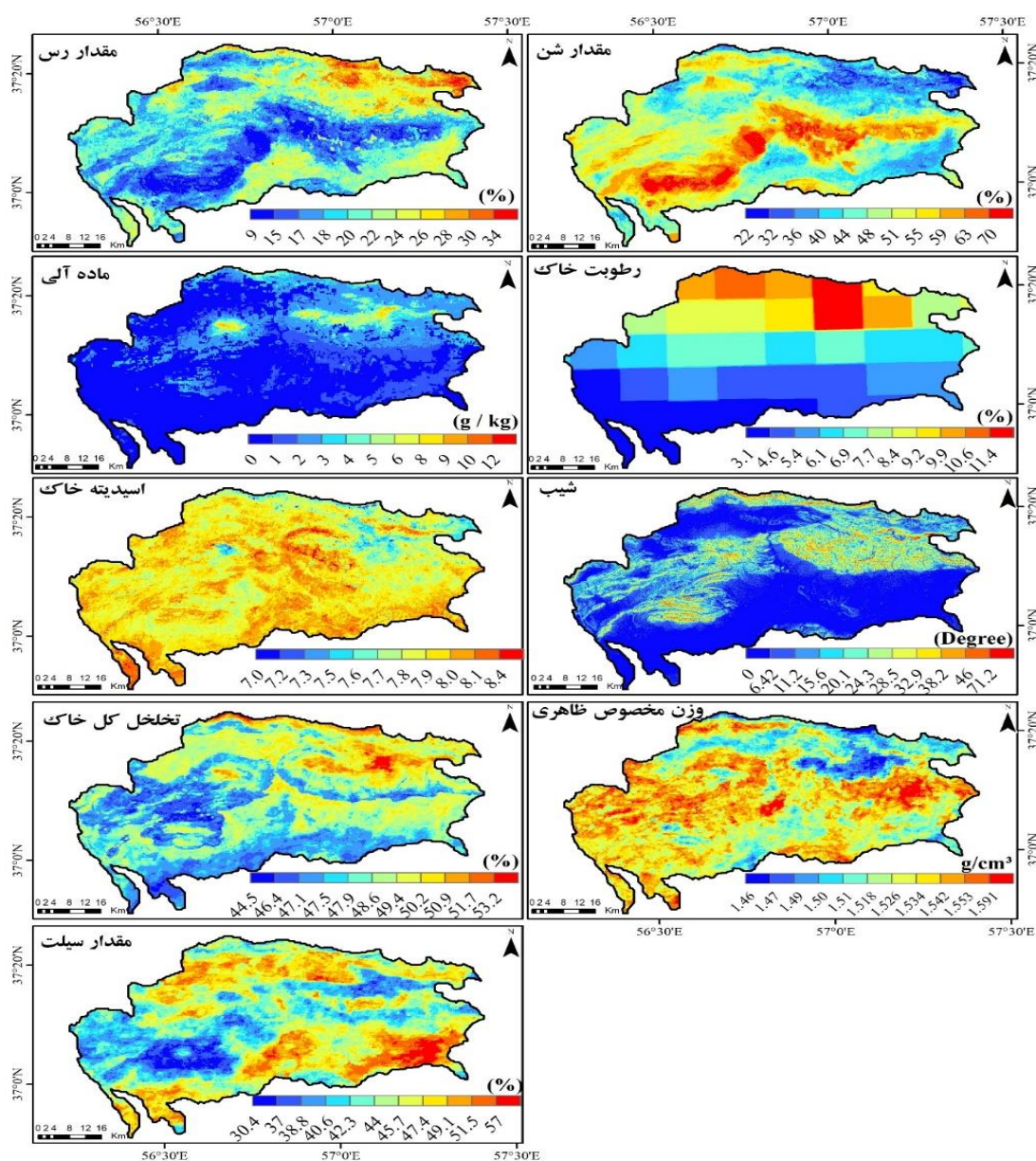
جدول ۳: درصد مساحت هریک از کلاس‌های فرسایش خاک (تن در هکتار در سال) و شاخص کیفیت خاک

Table 3: Area percentage of the soil erosion zones (ton/ha/y) and soil quality index

| فرسایش خاک RUSLE |           |      |       |     | شاخص کیفیت خاک |       | دوره آماری |
|------------------|-----------|------|-------|-----|----------------|-------|------------|
| شدید             | خیلی زیاد | زیاد | متوسط | کم  | بیشینه         | کمینه |            |
| ۵۹/۹             | ۱۳/۸      | ۱۷/۱ | ۵/۹   | ۳/۳ | ۰/۶۹           | ۰/۴۹  | ۲۰۰۵-۲۰۰۱  |
| ۵۹               | ۱۴/۵      | ۱۷/۹ | ۶     | ۲/۶ | ۰/۶۹           | ۰/۴۸  | ۲۰۱۰-۲۰۰۶  |
| ۵۹               | ۱۴/۶      | ۱۸/۴ | ۶/۲   | ۱/۸ | ۰/۵۴           | ۰/۳۴  | ۲۰۱۵-۲۰۱۱  |
| ۶۰/۸             | ۱۴/۵      | ۱۸/۲ | ۵/۱   | ۱/۳ | ۰/۵۴           | ۰/۳۳  | ۲۰۲۰-۲۰۱۶  |
| ۵۹/۷             | ۱۴/۲      | ۱۸/۲ | ۵/۶   | ۲/۳ | ۰/۵۴           | ۰/۳۴  | ۲۰۲۰-۲۰۰۱  |

پهنه‌هایی با نرخ فرسایش زیاد (۲۰-۳۰ تن در هکتار در سال) و خیلی زیاد (۳۰-۴۰ تن در هکتار در سال) به ترتیب ۱۸ درصد و ۱۴ درصد از مساحت کل منطقه را به خود اختصاص داده‌اند؛ به‌طوری‌که همراه با کلاس شدید فرسایش، در مجموع حدود ۹۲ درصد از کل منطقه نرخ فرسایشی بیشتر از ۲۰ تن در هکتار در سال را تجربه می‌کند (جدول ۳). این پهنه‌ها بیشتر در بخش‌های جنوبی و نزدیک به کوهپایه‌ها و مخروط‌افکنه‌ها دیده می‌شوند. در این نواحی، عامل شیب (LS) به دلیل نزدیک شدن به ارتفاعات، افزایش می‌یابد؛ اما تراکم پوشش گیاهی بیشتری در مقایسه با دشت‌های شمالی دارند (شکل ۲). محدوده‌هایی با نرخ فرسایش متوسط حدود ۱۰ تا ۲۰ تن در هکتار در بازه ۲۰ ساله به صورت لکه‌هایی در بخش‌های جنوب و جنوب شرقی حوضه پراکنده شده‌اند. این مناطق به‌طور عمده در کوهپایه‌ها و بخش‌هایی از دشت‌های آبرفتی قرار دارند که پوشش گیاهی متراکم‌تری را تجربه می‌کنند (شکل ۲).

پوشش گیاهی نقش مؤثری در کاهش انرژی بارش و کنترل رواناب داشته و برخلاف وجود شیب‌های تندتر در مقایسه با دشت‌ها، فرسایش را به سطح متوسطی کاهش داده است. محدوده‌هایی با کمترین نرخ فرسایش (کمتر از ۱۰ تن در هکتار) کمترین مساحت را در سطح حوضه نشان می‌دهند (حدود ۸ درصد) و به‌طور مشخص در بخش جنوب شرقی و در امتداد آبراهه‌های اصلی متمرکز شده‌اند. همچنان که در شکل ۲ و جدول ۴ مشاهده می‌شود، این پهنه‌ها به‌طور عمده در اراضی کشاورزی آبی با مدیریت مناسب و مناطقی با پوشش گیاهی متراکم و دائمی (پوشش گیاهی حاشیه رودخانه‌ها) متمرکز هستند.



شکل ۳: ویژگی‌های خاک استفاده‌شده برای سنجش شاخص کیفیت خاک  
Figure 3: Soil characteristics employed for assessing soil quality index

در این نواحی، عامل پوشش گیاهی (C) بسیار کم است و بنابراین، نقش کلیدی در کنترل فرسایش دارد؛ به‌طوری‌که تأثیر سایر عوامل مانند شیب یا فرسایش‌پذیری خاک را خنثی کرده است. برخلاف انتظار که فرسایش شدید باید در مناطق پرشیب متمرکز باشد، وسیع‌ترین مناطق با فرسایش شدید (بیش از ۴۰ تن در هکتار) در دشت‌های کم‌شیب شمالی و مرکزی قرار گرفته است. این نتایج بر نقش تعیین‌کننده پوشش گیاهی و مدیریت کاربری اراضی در کنترل فرسایش در اکوسیستم‌های خشک و نیمه‌خشک (Li et al., 2010) تأکید می‌کند. نتایج این پژوهش، ضرورت اجرای اقدامات مدیریتی و حفاظتی خاک، به‌ویژه تمرکز بر احیای پوشش گیاهی و بهبود شیوه‌های

مدیریت مرتع و کشاورزی در پهنه‌های وسیع شمالی و مرکزی حوضه برای جلوگیری از بیابان‌زایی و تخریب اراضی را بیش از پیش آشکار می‌سازد. بررسی کلی داده‌ها در بازه زمانی مطالعه شده، الگوی تحولی بسیار مشخصی را آشکار می‌سازد. کاهش چشمگیر مساحت اراضی بایر که به طور عمده به نفع افزایش پوشش مراتع بوده است (جدول ۴). این دو کلاس کاربری که مجموعاً بیش از ۹۵ درصد از سطح منطقه را در تمامی سال‌ها تشکیل می‌دهند، رابطه‌ای معکوس و قوی را به نمایش می‌گذارند. در کنار این تحول بزرگ، رشد تدریجی اما پیوسته در اراضی کشاورزی و مناطق ساخته شده نیز مشاهده می‌شود که نشان‌دهنده افزایش فشارهای انسانی بر اکوسیستم منطقه است.

همچنان که در جدول (۴) مشاهده می‌شود، پوشش مرتعی به عنوان غالب‌ترین کلاس کاربری، روند افزایشی چشمگیری را تجربه کرده است. مساحت این کلاس از ۷۰/۷۸ درصد در سال ۲۰۱۷ به ۸۶/۹۹ درصد در سال ۲۰۲۴ رسیده که نشان‌دهنده افزایش خالصی معادل ۱۶/۲۱ واحد درصد در طول هشت سال است. در مقابل افزایش مراتع، اراضی بایر با روند کاهشی شدید و مداوم مواجه بوده‌اند. مساحت این کاربری از ۲۵/۵۰ درصد در سال ۲۰۱۷ به ۸/۲۹ درصد در سال ۲۰۲۴ کاهش یافته است. این به معنای کاهش خالصی معادل ۱۷,۲۱ واحد درصد است. اراضی کشاورزی نیز روند کلی افزایشی را نشان می‌دهند. مساحت این اراضی از ۲/۹۶ درصد در سال ۲۰۱۷ به ۳/۷۷ درصد در سال ۲۰۲۴ افزایش یافته است. مناطق ساخته شده اگرچه بخش کوچکی از منطقه را تشکیل می‌دهند، روند رشد آهسته و پیوسته‌ای را از ۰/۷۲ درصد در سال ۲۰۱۷ به ۰/۸۶ درصد در سال ۲۰۲۴ نشان می‌دهند. این افزایش شاخصی کلیدی از رشد جمعیت، توسعه زیرساخت‌ها و گسترش سکونتگاه‌های انسانی در منطقه است که می‌تواند پیامدهایی مانند تجزیه زیستگاه‌ها را به دنبال داشته باشد. تحول اصلی مشاهده شده در دامنه‌های جنوبی آلاداغ، یعنی تبدیل گسترده اراضی بایر به مراتع می‌تواند ناشی از ترکیب عواملی مانند تغییر الگوهای دما، اقدامات مدیریتی و حفاظتی نظیر اجرای پروژه‌های احیای مراتع نظیر بذرپاشی، ساخت بانکت یا مدیریت قرق باشد که توانسته به طور مستقیم به کاهش اراضی بایر و افزایش تراکم پوشش گیاهی منجر شود.

جدول ۴: تغییرات کاربری اراضی برحسب درصد در منطقه مطالعه شده در بازه ۲۰۱۷-۲۰۲۴

Table 4: Land use changes (درصد) in the study area during 2017-2024

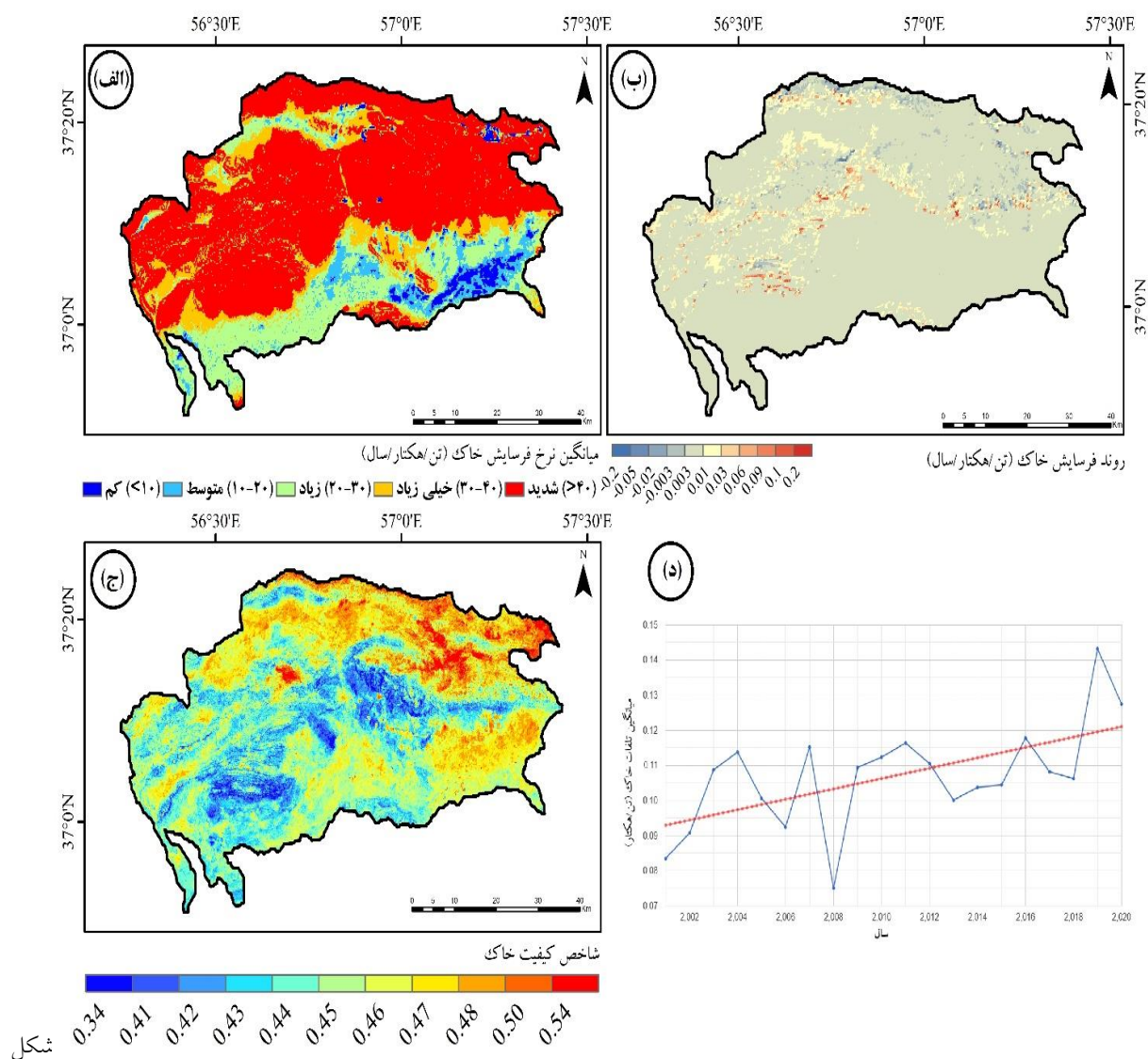
| سال/کاربری | پهنه‌های آبی | درخت  | زمین کشاورزی | مناطق ساخته شده | زمین بایر | مرتع  |
|------------|--------------|-------|--------------|-----------------|-----------|-------|
| ۲۰۱۷       | ۰/۰۰۰۸       | ۰/۰۲۱ | ۲/۹۶         | ۰/۷۲            | ۲۵/۵۰     | ۷۰/۷۸ |
| ۲۰۱۸       | ۰/۰۰۰۴       | ۰/۰۳۷ | ۲/۹۱         | ۰/۷۲            | ۲۲/۳۰     | ۷۴/۰۱ |
| ۲۰۱۹       | ۰/۰۰۴        | ۰/۰۵۱ | ۴/۷۴         | ۰/۷۳            | ۱۲/۸۸     | ۸۱/۶۷ |
| ۲۰۲۰       | ۰/۰۰۱        | ۰/۰۷۷ | ۶/۲۹         | ۰/۷۹            | ۹/۵۶      | ۸۳/۲۶ |
| ۲۰۲۱       | ۰/۰۰۰۹       | ۰/۰۴۷ | ۳/۳۳         | ۰/۷۹            | ۹/۱۲      | ۸۶/۷۰ |
| ۲۰۲۲       | ۰/۰۰۰۷       | ۰/۰۴۷ | ۴/۴۶         | ۰/۸۲            | ۸/۹۷      | ۸۵/۶۹ |
| ۲۰۲۳       | ۰/۰۰۲        | ۰/۰۴۶ | ۳/۵۱         | ۰/۸۳            | ۸/۵۷      | ۸۷/۰۲ |
| ۲۰۲۴       | ۰/۰۰۶        | ۰/۰۵۱ | ۳/۷۷         | ۰/۸۶            | ۸/۲۹      | ۸۶/۹۹ |

### تحلیل روند زمانی تغییرات مکانی فرسایش خاک در دامنه‌های جنوبی آلاداغ در بازه ۲۰۲۰-۲۰۰۱

نقشه توزیع مکانی و نمودار رگرسیون خطی در **شکل ۴ ب و د**، روند فرسایش خاک را که با استفاده از مدل RUSLE برای دوره ۲۰ ساله از ۲۰۰۱ تا ۲۰۲۰ محاسبه شده و ارتباط بین الگوهای فرسایش و ویژگی‌های فیزیوگرافی را نمایش می‌دهد. مقادیر موجود در راهنمای نقشه، شیب خط رگرسیون است که روی سری زمانی مقادیر سالانه فرسایش خاک (برحسب تن در هکتار در سال) برازش داده شده است. مقادیر مثبت بیانگر روند افزایشی، مقادیر منفی نشان‌دهنده روند کاهشی و مقادیر نزدیک به صفر گویای پایداری نسبی میزان فرسایش خاک طی دوره مطالعه شده است. بخش غالب منطقه، دارای مقادیر روند فرسایش خاک بین  $-0/05$  تا  $0/003$  تن/هکتار/سال (مناطق با روند پایدار یا کاهشی ملایم) هستند. این گستردگی نشان می‌دهد که در بخش وسیعی از حوضه، نرخ فرسایش خاک در دو دهه گذشته یا تغییر محسوسی نداشته یا روند کاهشی بسیار ملایمی را تجربه کرده است. این مناطق به‌طور عمده شامل اراضی دشتی با شیب کم در جنوب و برخی از مناطق مرتفع‌تر در شمال حوضه هستند که از پوشش گیاهی باثبات‌تری برخوردار بوده یا کمتر متأثر از تغییرات کاربری اراضی قرار گرفته‌اند. مهم‌ترین یافته این بخش، شناسایی کانون‌های بحرانی فرسایش است که بیانگر روند معنادار افزایشی در فرسایش خاک هستند. مناطقی با شدیدترین روند افزایشی محدوده‌هایی را با مقادیر  $0/09$  تا  $0/2$  و  $0/05$  تا  $0/09$  تن/هکتار/سال نشان می‌دهند (**شکل ۴ ب و د**). این کانون‌های بحرانی به‌صورت لکه‌ها و نوارهای گسسته، به‌طور عمده با امتداد شرقی-غربی، در بخش‌های میانی حوضه و همچنین در قسمت جنوب غربی متمرکز شده‌اند. تطبیق این الگوها با خروجی مدل RUSLE و تغییرات کاربری اراضی (**جدول ۴**) نشان می‌دهد که این پهنه‌ها با اراضی مرتعی تخریب‌شده، دیم‌زارهای کم‌بازده در دامنه‌ها یا مناطقی انطباق دارند که زیر فشار چرای بی‌رویه و تغییر کاربری اراضی بوده‌اند. موقعیت این مناطق در دامنه‌های دشت‌سر که دارای شیب متوسط و خاک‌های حساس به فرسایش هستند، پتانسیل تخریب را در صورت مدیریت ناپایدار افزایش می‌دهد. پیرامون کانون‌های بحرانی و به‌صورت پراکنده در سایر نقاط، مناطقی با روند افزایشی ملایم (مقادیر روند بین  $0/02$  تا  $0/05$  و مقادیر بین  $0/003$  تا  $0/02$ ) دیده می‌شوند. این پهنه‌ها نشان‌دهنده روند افزایشی فرسایش خاک، اما با شدت کمتر هستند و می‌توانند به‌عنوان مناطق در معرض خطر یا مناطق گذار در نظر گرفته شوند که در صورت توجه‌نکردن، مستعد تبدیل شدن به کانون‌های بحرانی در آینده نزدیک هستند.

تحلیل روند زمانی فرسایش خاک در دامنه‌های جنوبی آلاداغ طی دوره ۲۰۰۱ تا ۲۰۲۰ تصویری دوگانه را ارائه می‌دهد. از یک‌سو، بخش بزرگی از منطقه از نظر پویایی فرسایش، وضعیت نسبتاً پایداری داشته است. از سوی دیگر، نتایج به‌وضوح نشان‌دهنده شکل‌گیری و تشدید فرایندهای تخریب زمین در کانون‌های مشخصی است. الگوی مکانی این کانون‌های افزایشی که به‌صورت خطی و لکه‌ای در مناطق پایکوهی و دشت‌سرهای متمرکز شده‌اند، قویاً بر نقش عوامل انسانی به‌ویژه تغییرات کاربری و پوشش اراضی و مدیریت ناپایدار اراضی به‌عنوان محرک‌های اصلی تشدید فرسایش دلالت دارد. عواملی مانند تبدیل مراتع به اراضی کشاورزی، تخریب پوشش گیاهی ناشی از چرای مفرط و توسعه زیرساخت‌ها بدون ملاحظات محیط‌زیستی می‌توانند دلایل اصلی این روندهای افزایشی باشند. همچنان‌که Korkanc et al. (2008) نشان دادند که مخروط‌افکنه‌هایی که بیشتر در معرض کاربری‌های کشاورزی بوده‌اند، سطح

فرسایش‌پذیری خاک مقادیر بالاتری را در مقایسه با سایر واحدها نشان می‌دهد. نتایج این مطالعه نشان داد که فرسایش‌پذیری خاک زمانی افزایش می‌یابد که مواد رسوبی از خندق‌های فرسایشی وارد زمین‌های کشاورزی و مزارع می‌شود؛ اگرچه بارش همچنان‌که [Wang et al. \(2014\)](#) در پژوهش خود اثبات کرده‌اند نقش مهمی به‌عنوان عامل درونی ایفا می‌کند که می‌تواند اثرات تغییرات کاربری را تشدید یا تضعیف کند. نقشه روند فرسایش به‌عنوان ابزاری قدرتمند می‌تواند به مدیران و تصمیم‌گیران کمک کند تا اقدامات حفاظتی و مدیریتی نظیر پروژه‌های آبخیزداری، اصلاح و احیای مراتع و ترویج کشاورزی حفاظتی را به‌جای اجرای پراکنده در کل حوضه، به‌طور مؤثر روی مناطق با بیشترین اولویت متمرکز کنند.



۴: (الف) میانگین نرخ فرسایش خاک براساس نتایج مدل **RUSLE** در بازه ۲۰۰۱-۲۰۲۰؛ (ب) روند فرسایش خاک با استفاده از آزمون ناپارامتریک سن برای بازه ۲۰۰۱-۲۰۲۰؛ (ج) شاخص کیفیت خاک؛ (د) روند متوسط پهنه‌ای فرسایش خاک (تن/هکتار/سال)

Figure 4: (a) Average soil erosion rate based on **RUSLE** model during 2001-2020; (b) Soil erosion trend by using Sen's non-parametric method; (c) Soil quality index; (d) Area- averaged soil erosion

در مجموع، در طول دوره ۲۰ ساله مطالعه شده، روندی افزایشی در میزان متوسط فرسایش خاک در حوضه آلا داغ جنوبی دیده می‌شود. با استناد به خط روند، مقدار فرسایش از حدود ۰/۰۹۲ در ابتدای دوره (حدود سال ۲۰۰۱) به حدود ۰/۱۲۲ تن/هکتار/سال در انتهای دوره (حدود سال ۲۰۲۰) افزایش یافته است. این روند صعودی، هرچند با شیب ملایم، نشان‌دهنده تشدید تدریجی فشارها بر منابع خاک و افزایش آسیب‌پذیری حوضه در مقایسه با فرسایش در طول دو دهه اخیر است. همچنان‌که در شکل ۴ د مشاهده می‌شود، کمترین روند فرسایش در سال ۲۰۰۸ با مقدار ۰/۰۷۵ تن در هکتار مشاهده می‌شود. بیشترین مقدار روند فرسایش در سال ۲۰۱۹ تقریباً ۰/۱۴۳ تن/هکتار/سال رخ داده است. علاوه بر سال ۲۰۱۹، سال‌های ۲۰۰۴ (مقدار روند ۰/۱۱۴ تن/هکتار/سال)، ۲۰۰۷ (مقدار روند ۰/۱۱۵ تن/هکتار/سال) و ۲۰۱۱ (مقدار روند ۰/۱۱۶ تن/هکتار/سال) نیز به‌عنوان سال‌هایی با نرخ فرسایش زیاد شناسایی می‌شوند.

در یک حوضه مشخص، عوامل K و LS در بازه زمانی کوتاه (۲۰ سال) تقریباً ثابت فرض می‌شوند؛ بنابراین، تغییرات مشاهده شده در فرسایش (A) به‌طور عمده ناشی از تغییرات در عوامل R، C و P است. نوسانات شدید سالانه، به‌طور عمده متأثر از عامل فرساینده بارش (R) قرار دارد. عامل R به‌طور مستقیم به مقدار کل، شدت و توزیع انرژی جنبشی بارش در هر سال بستگی دارد. سال‌هایی که با بارش‌های شدید، رگباری و طولانی‌مدت همراه بوده‌اند (مانند سال ۲۰۱۹ یا ۲۰۰۷)، به افزایش چشمگیر عامل R و در نتیجه افزایش ناگهانی فرسایش خاک منجر شده‌اند. برعکس، سال‌های خشک‌تر یا سال‌هایی با بارش‌های ملایم و پراکنده (مانند سال ۲۰۰۸)، با کاهش عامل R، کاهش شدید نرخ فرسایش را به همراه داشته‌اند. عامل پوشش گیاهی C نیز می‌تواند در این نوسانات نقش ثانویه داشته باشد. در سال‌های مرطوب، پوشش گیاهی ممکن است متراکم‌تر شود و از خاک محافظت کند، اما این اثر معمولاً با تأخیر زمانی همراه است و تأثیر آنی عامل R در سال‌های بسیار پربارش یا کم‌بارش غالباً قوی‌تر است.

روند صعودی و تدریجی فرسایش را نمی‌توان تنها با نوسانات بارندگی R توضیح داد؛ زیرا این نوسانات ماهیت چرخه‌ای دارند. این روند بلندمدت ناشی از تغییرات تدریجی و دخالت انسانی در عامل پوشش گیاهی و مدیریت C و/یا عامل عملیات حفاظتی P است. عواملی مانند تغییر کاربری اراضی (تبدیل مراتع به دیم‌زارهای کم‌بازده)، جنگل‌زدایی در حوضه بالادست، چرای بی‌رویه و توسعه ناپایدار مناطق مسکونی یا زیرساخت‌ها می‌توانند به‌مرور زمان به کاهش تراکم پوشش گیاهی محافظ، تخریب ساختمان خاک و در نتیجه افزایش مقدار عامل C منجر شوند. اجرانشدن عملیات آبخیزداری و حفاظت خاک (مانند ترانس‌بندی، کشت روی خطوط تراز، بانک‌بندی) می‌تواند به افزایش عامل P (که مقدار آن بین ۰ و ۱ است و مقدار ۱ به معنای وجودداشتن عملیات حفاظتی است) و تشدید فرسایش منجر شود. علاوه بر موارد فوق، تغییرات اقلیمی بلندمدت به افزایش فراوانی و شدت بارش‌های جدی منجر می‌شود. این پدیده می‌تواند به تدریج میانگین بلندمدت عامل R را افزایش دهد و به روند صعودی فرسایش کمک کند.

#### تحلیل الگوی مکانی شاخص کیفیت خاک در دامنه‌های جنوبی آلا داغ در بازه ۲۰۲۰-۲۰۰۱

شکل ۴ ج نقشه توزیع مکانی شاخص کیفیت خاک را برای دوره ۲۰ ساله از ۲۰۰۱ تا ۲۰۲۰ نشان می‌دهد. مقادیر شاخص کیفیت خاک در بازه عددی ۰/۳۴ تا ۰/۵۴ متغیر است. الگوی مکانی کیفیت خاک در منطقه مطالعه شده نشان‌دهنده هتروژنیته معنادار در سطح کیفیت خاک است که به‌شدت متأثر از عوامل فیزیوگرافی حوضه مانند

توپوگرافی، شیب و جهت دامنه‌ها قرار دارد. شاخص کیفیت خاک در بخش‌های وسیعی از مرکز، غرب و جنوب غربی منطقه در پایین‌ترین مقدار نزدیک به ۰/۳۴ است. تطبیق این الگو با عامل‌های مدل RUSLE (شکل ۲) نشان می‌دهد که پهنه‌هایی با کمترین مقدار کیفیت خاک به‌طور عمده در اراضی کوهستانی، دامنه‌های پرشیب، رخنمون‌های سنگی و خاک‌های کم‌عمق قرار گرفته‌اند. در این مناطق به دلیل شیب زیاد، فرایندهای فرسایش خاک شدیدتر است که از تشکیل و توسعه خاک حاصلخیز جلوگیری می‌کند. فقر مواد آلی و ظرفیت پایین نگهداری آب از دیگر ویژگی‌های این خاک‌هاست که به کاهش کیفیت خاک منجر شده است (شکل ۳). این الگو نشان می‌دهد که عامل محدودکننده اصلی در این بخش‌ها، توپوگرافی و جنس مواد مادری بوده است.

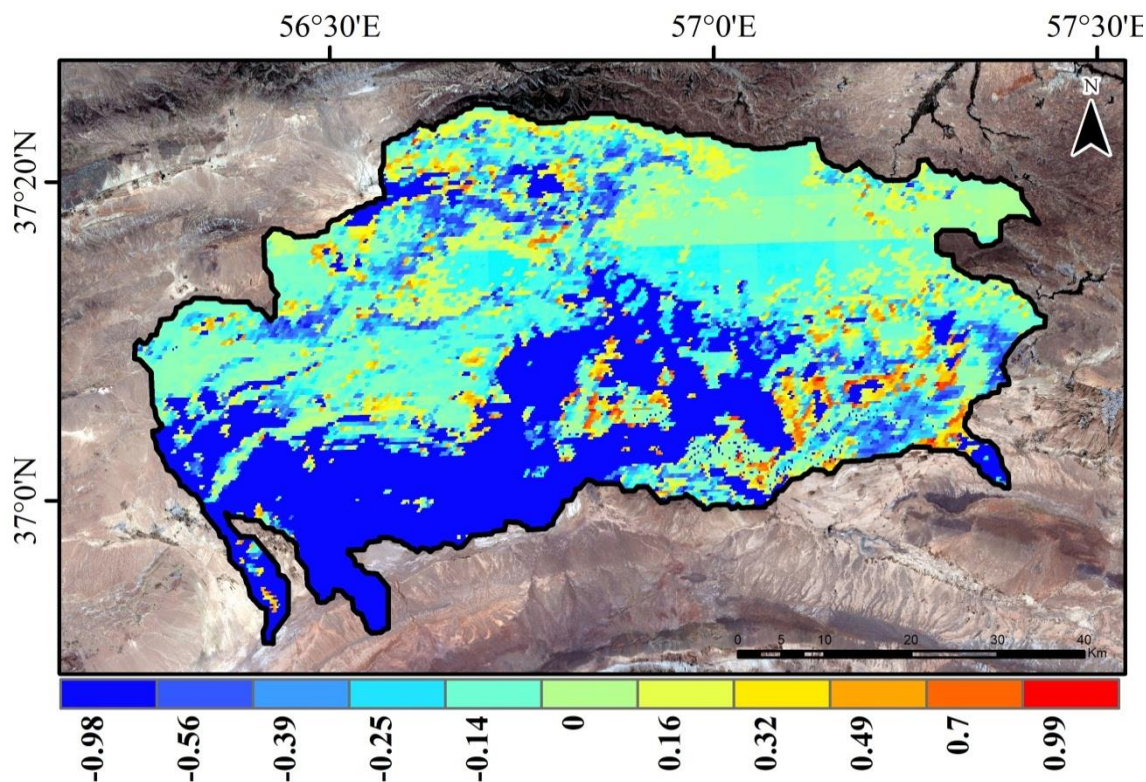
درمقابل، لکه‌هایی با شاخص بالای کیفیت در بخش شمال شرقی، بخش کوچکی در غرب، به‌طور عمده واحدهای ژئومورفولوژیکی مسطح‌تر مانند دشت‌های دامنه‌ای، تراس‌های آبرفتی و کف دره‌ها را شامل می‌شوند. در این نواحی، عمق خاک بیشتر، مواد آلی غنی‌تر، جرم مخصوص ظاهری کمتر و رطوبت قابل‌دسترس بالاتر است (شکل ۳)؛ بنابراین، محیطی مناسب برای استقرار پوشش گیاهی متراکم‌تر (مانند مراتع با وضعیت خوب) یا فعالیت‌های کشاورزی فراهم آورده است. بخش بزرگی از مساحت منطقه، به‌ویژه در نواحی حد واسط بین کوهستان و دشت، شاخص کیفیت متوسط خاک بین ۰/۴۵ بوده است. این مناطق نمایانگر وضعیت غالب مراتع و اراضی طبیعی منطقه هستند که متأثر از مدیریت چرای دام و نوسانات اقلیمی قرار دارند. این خاک‌ها وضعیت متعادلی از نظر فرسایش و تجمع مواد دارند و به‌عنوان مناطق گذر بین نواحی تخریب‌یافته و نواحی حاصلخیز عمل می‌کنند.

### تحلیل همبستگی مکانی بین فرسایش خاک (RUSLE) و شاخص کیفیت خاک

شکل (۵) توزیع مکانی ضریب همبستگی بین نرخ فرسایش خاک برآوردشده توسط مدل RUSLE و شاخص کیفیت خاک را در حوضه دامنه‌های جنوبی آلاداغ نشان می‌دهد. تحلیل این نقشه درک عمیقی از ارتباط متقابل بین فرایندهای فرسایشی و پایداری خاک در این منطقه ارائه می‌دهد. بخش عمده‌ای از منطقه مطالعه‌شده (۸۲/۶۹ درصد از کل مساحت منطقه)، دارای همبستگی منفی بین فرسایش و کیفیت خاک است. در مناطقی با شدت زیاد فرسایش خاک (شکل ۴الف و شکل ۵)، شاخص کیفیت خاک به‌طور معناداری پایین‌تر است. افق سطحی (که بیشترین آسیب در برابر فرسایش خاک دارد) غنی‌ترین بخش خاک از نظر ماده آلی، عناصر غذایی ضروری برای گیاهان (مانند نیتروژن، فسفر و پتاسیم) و جمعیت میکروبی فعال است. فرایندهای فرسایشی، به‌ویژه برخورد قطرات باران و جریان سطحی آب، باعث شکسته‌شدن خاکدانه‌ها و تخریب ساختمان خاک می‌شوند. این امر به کاهش نفوذپذیری آب، افزایش فشردگی و رواناب و در نتیجه کاهش ظرفیت نگهداری آب خاک منجر می‌شود. همچنین فرسایش مداوم با کاهش عمق مؤثر خاک به محدودشدن فضای قابل‌دسترس برای رشد ریشه‌های گیاهان و متعاقباً تضعیف و پایداری اکوسیستم منجر می‌شود.

نتایج مطالعه (Yusong et al. 2019) نشان‌دهنده اثرات منفی توسعه فرسایش بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی و سطح فرسایش‌پذیری خاک دارد. به‌طوری‌که با کاهش سطح کیفیت خاک، شاخص فرسایش‌پذیری خاک به‌طور درخور توجهی می‌تواند افزایش یابد. در مطالعه دیگر (Ganasri & Ramesh 2016) نشان داده‌اند که کمیت فرسایش‌پذیری و تلفات خاک به‌شدت متأثر از توپوگرافی و کاربری اراضی است. به‌طوری‌که با افزایش زمین‌های کشاورزی ریسک

فرسایش خاک به‌طور چشمگیری افزایش می‌یابد. همچنین نتایج مطالعه [Ashiagbor et al. \(2013\)](#) نشان داده است که نرخ شدید فرسایش خاک به‌طور عمده در پهنه‌هایی با شیب بیشتر و کاربری‌های جنگلی متوسط متمرکز است. بااین‌وجود، از آنجاکه پوشش گیاهی مهم‌ترین عامل کنترل‌کننده فرسایش خاک است، پایش دقیق تغییرات پوشش گیاهی در ارتباط با عامل بارش مهم‌ترین اقدام برای مدیریت بهنگام پهنه‌های مستعد به فرسایش است. از لحاظ الگوی مکانی، مناطق با همبستگی منفی قوی، به‌طور عمده در بخش‌های جنوبی و جنوب غربی حوضه متمرکز شده‌اند. این مناطق اراضی با شیب کمتر، دشت‌های آبرفتی یا مناطق کشاورزی هستند که خاک‌های تکامل‌یافته‌تری دارند؛ اما به دلیل کاربری نامناسب یا خصوصیات ذاتی خاک، مستعد فرسایش هستند و بنابراین فرسایش، تأثیر مخرب و مستقیمی بر کیفیت آن‌ها گذاشته است. همبستگی منفی بسیار قوی بین میزان فرسایش و شاخص کیفیت خاک (۸۲/۶۹ درصد) به‌وضوح بیانگر این مسئله است که فرسایش به‌عنوان عامل اصلی تخریب و کاهش کیفیت خاک در این منطقه عمل می‌کند. این ارتباط معکوس، بر ضرورت اجرای اقدامات مدیریتی و حفاظتی خاک در این مناطق، به‌ویژه در نواحی با همبستگی منفی قوی، تأکید دارد. همچنین، وجود لکه‌هایی با همبستگی مثبت (۱۷/۳۱ درصد) پیچیدگی‌های تعاملات خاک-فرسایش-چشم‌انداز را برجسته می‌سازد و نشان می‌دهد که در مناطق کوهستانی با شیب تند، تأثیر ماده مادری و فرایندهای ژئومورفولوژیک می‌تواند روابط مورد انتظار را تحت‌الشعاع قرار دهد. این یافته‌ها می‌توانند به مدیران و برنامه‌ریزان محیطی در شناسایی مناطق بحرانی و اولویت‌بندی اقدامات حفاظتی کمک کنند.



شکل ۵: توزیع مکانی ضریب همبستگی بین میزان فرسایش خاک برآورده شده توسط مدل RUSLE و شاخص کیفیت خاک

Figure 5: Spatial distribution of correlation between soil erosion rate and soil quality index

## نتیجه گیری

نتایج مطالعه حاضر به خوبی ارتباط بین تغییرپذیری در نرخ فرسایش خاک و عوامل مختلف طبیعی و انسانی و پیامدهای گسترده این مخاطره را بر کاهش کیفیت خاک نشان می دهد. تحلیل نتایج مدل RUSLE در مقیاس زمانی دو دهه، بیانگر چالشی جدی در ارتباط با حفاظت خاک در منطقه مطالعه شده است. غالب بودن کلاس فرسایش شدید که بیش از نیمی از منطقه (۶۰ درصد) را با نرخ تلفات خاک ۴۰ تن/هکتار/سال در بر می گیرد، نشان دهنده عدم تعادل جدی بین عوامل فرساینده و مقاومت خاک است. این توزیع، تصویری از یک حوضه با پتانسیل بالای تولید رسوب و تخریب اراضی ارائه می دهد که نیازمند اقدامات مدیریتی در حوزه منابع طبیعی است. باتوجه به اینکه در مجموع ۹۲ درصد از منطقه دارای نرخ فرسایش در سطوح زیاد تا شدید است، می توان استنباط کرد که شیوه های کنونی مدیریت اکوسیستم و پوشش گیاهی در مهار فرسایش آبی ناکارآمد بوده اند. اقداماتی نظیر اجرای عملیات آبخیزداری (مانند بانک بندی و ترانس بندی)، اصلاح و احیای پوشش گیاهی با استفاده از گونه های بومی و مقاوم و ترویج کشاورزی حفاظتی در اراضی مستعد فرسایش می بایست در اولویت برنامه ریزی های کلان منطقه قرار گیرند.

نتایج مدل RUSLE نشان دهنده دو رخداد هم زمان هستند: اول اینکه، روند افزایشی کلی را در میانگین فرسایش سالانه خاک نشان می دهد که عمدتاً ناشی از فشارهای انسانی، تغییر کاربری و تخریب زمین است؛ دوم اینکه، بیانگر نوسانات شدید سالانه در فرسایش پذیری و کیفیت خاک هستند که ارتباط مستقیمی با تغییرات اقلیمی کوتاه مدت، به ویژه شدت و میزان بارش سالانه دارند و بیانگر آسیب پذیری سیستم اکولوژیکی منطقه در برابر نوسانات اقلیمی هستند. نتایج این پژوهش همچنین نشان داد که رابطه ای معکوس و معنادار میان فرسایش و کیفیت خاک در منطقه مطالعه شده وجود دارد. تحلیل های مکانی، همبستگی منفی قوی (۸۲/۶۹ درصد) بین این دو متغیر را به اثبات رساند که بیانگر نقش کلیدی فرسایش به عنوان عامل اصلی کاهش دهنده کیفیت خاک است؛ براین اساس، پهنه هایی با فرسایش بالا، با کیفیت پایین خاک و مناطق با فرسایش کم با کیفیت خاک مطلوب انطباق مکانی دارند. براساس نتایج، سطح فرسایش پذیری به شدت وابسته به ویژگی های ذاتی خاک مانند میزان مواد آلی خاک، بافت خاک، ساختمان خاک و میزان رطوبت و نفوذپذیری خاک است. ارتباط بین فرسایش و ویژگی های خاک نشان می دهد که فرسایش پذیری با افزایش مقدار ماده آلی خاک کاهش می یابد که می تواند پیامد اثرات ماده آلی بر افزایش کوهیزون خاکدانه ها باشد. این ارتباط معکوس بر ضرورت اجرای اقدامات مدیریتی و حفاظتی خاک در این مناطق، به ویژه در نواحی با همبستگی منفی قوی تأکید دارد. اجرای برنامه های جامع مدیریت و حفاظت خاک و آب با تأکید بر احیای پوشش گیاهی، مدیریت صحیح چرا، ترویج روش های کشاورزی حفاظتی و اجرای سازه های مهندسی کنترل فرسایش در مناطقی با کلاس فرسایش شدید و پایش مستمر وضعیت فرسایش برای ارزیابی اثربخشی اقدامات مدیریتی ضروری به نظر می رسد.

## قدردانی

مقاله حاضر مستخرج از طرح پژوهشی با کد ۶۴۱۹۶-۳ با حمایت مادی و معنوی دانشگاه فردوسی مشهد است.

## منابع

- ابراهیم‌زاده، سمیه، ارگانی، میثم، و میردار هریجانی، فرشاد (۱۴۰۳). مدل‌سازی نرخ فرسایش خاک و تولید رسوب با مدل RUSLE/SDR در حوضه آبخیز دیزگران. *مخاطرات محیط طبیعی*، ۱۳(۳۹)، ۱-۲۴.  
<https://doi.org/10.22111/jneh.2024.39109.1823>
- امامی، حجت، صوفی، محمدباقر، کریمی کارویه، علی رضا، و حق نیا، غلام حسین (۱۳۹۵). بررسی اثرات جهت و درجه شیب بر کیفیت خاک در جنوب شرق مشهد. *پژوهش‌های حفاظت آب و خاک*، ۲۳(۲)، ۳۰۱-۳۱۰.  
<https://doi.org/10.22069/jwfst.2016.3071>
- ایزدی‌پور، محمدامین، ده‌مرد بهروز، رضا، عین الهی پیر، فاطمه، و رجائی، فاطمه (۱۴۰۴). تحلیل مکانی فرسایش خاک و کیفیت زیستگاه‌ها بر مبنای الگوی کاربری اراضی در منطقه سیستان. *جغرافیا و مخاطرات محیطی*، ۱۴(۱)، ۲۲-۴۲.  
<https://doi.org/10.22067/geoe.2024.87025.1468>
- خضری، میلاد، نصرتی، کاظم، خالقی، سمیه، محمدی رایگانی، زینب (۱۴۰۱). تأثیر اجزای ژئومورفیک دامنه بر فرسایش‌پذیری و کیفیت خاک (مطالعه موردی: حوضه آبخیز هشتیان، دریاچه ارومیه). *پژوهش‌های ژئومورفولوژی کمی*، ۱۱(۱)، ۲۳۰-۲۴۳.  
[https://www.geomorphologyjournal.ir/article\\_150445.html](https://www.geomorphologyjournal.ir/article_150445.html)
- محسنی، ندا (۱۳۹۸). اثر فرسایش آبی بر تنوع زیستی خاک در اکوسیستم‌های خشک. *پژوهش‌های دانش زمین*، ۱۰(۲)، ۲۱-۳۳.  
<https://doi.org/10.52547/esrj.10.2.21>
- معمدی‌راد، محمد، زنگنه اسدی، محمدعلی، و عجم، حسین (۱۴۰۲). بررسی میزان فرسایش خاک و تولید رسوب با استفاده از مدل (RUSLE) و روش پسیاک اصلاح‌شده (مطالعه موردی: حوضه آبخیز کال اسماعیل دره شهرستان شاهرود استان سمنان). *پژوهش‌های ژئومورفولوژی کمی*، ۱۱(۴)، ۱۴۷-۱۶۵.  
[https://www.geomorphologyjournal.ir/article\\_162483.html](https://www.geomorphologyjournal.ir/article_162483.html)
- معرفتی، حامد، آرخازلو، حسین، اصغری، شکرالله، و سلطانی طولارود، علی شرف (۱۴۰۳). بررسی اثر فرسایش خاک بر تغییرات شاخص‌های تجمعی کیفیت خاک در جنوب اردبیل. *پژوهش‌های فرسایش محیطی*، ۱۴(۳)، ۴۳-۶۵.  
<https://doi.org/10.61186/jeer.14.3.43>

## References

- Andrews, S. S., Karlen, D. L., & Mitchell, J. P. (2002). A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90(1), 25-45. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00174-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00174-8)
- Armenise, E., Redmile-Gordon, M. A., Stellacci, A. M., Ciccacese, A., & Rubino, P. (2013). Developing a soil quality index to compare soil fitness for agricultural use under different managements in the Mediterranean environment. *Soil and Tillage Research*, 130, 91-98. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.02.013>
- Ashiaqbor, G., Forkuo, E. K., Laari, P., & Aabeyir, R. (2013). Modeling soil erosion using RUSLE and GIS tools. *International Journal of Remote Sensing & Geoscience (IJRSG)*, 2(4), 1-17. <https://B2n.ir/rx6674>
- Bastida, F., Moreno, J. L., Hernández, T., & García, C. (2006). Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(12), 3463-3473. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.06.001>

- Borselli, L., Torri, D., Poesen, J., & Iaquina, P. (2012). A robust algorithm for estimating soil erodibility in different climates. *Catena*, 97, 85-94. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.05.012>
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., De Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T. W., Mäder, P., & Pulleman, M. (2018). Soil quality—A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Cohen, I., Huang, Y., Chen, J., Benesty, J. (2009). *Noise Reduction in Speech Processing*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-00296-0>
- Colliander, A., Reichle, R. H., Crow, W. T., Cosh, M. H., Chen, F., Chan, S., ... & Yueh, S. H. (2021). Validation of soil moisture data products from the NASA SMAP mission. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 15, 364-392. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2021.3124743>
- Dror, I., Yaron, B., & Berkowitz, B. (2021). The human impact on all soil-forming factors during the anthropocene. *ACS Environmental*, 2(1), 11-19. <https://doi.org/10.1021/acsenvironau.1c00010>
- Ebrahimzadeh, S., Argany, M., & Mirdar-Harijani, F. (2024). Modeling the rate of soil erosion and sediment yield using the RUSLE / SDR model in the Dizgaran watershed. *Journal of Natural Environmental Hazards*, 13(39), 1-24. <https://doi.org/10.22111/jneh.2024.39109.1823> [In Pershin]
- Eekhout, J. P., & de Vente, J. (2022). Global impact of climate change on soil erosion and potential for adaptation through soil conservation. *Earth-Science Reviews*, 226, 103921. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.103921>
- Emami, H. (2016). Investigation the effects of aspect and degree of slope on soil quality in the South East of Mashhad. *Journal of Water and Soil Conservation*, 23(2), 301-310. <https://doi.org/10.22069/jwfst.2016.3071> [In Pershin]
- Fang, H., Zhai, Y., & Li, C. (2024). Evaluating the impact of soil erosion on soil quality in an agricultural land, northeastern China. *Scientific Reports*, 14(1), 15629. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-65646-5>
- Friedl, M. A., McIver, D. K., Hodges, J. C., Zhang, X. Y., Muchoney, D., Strahler, A. H., Woodcock, C. E., Gopal, S., Schneider, A., Cooper, A., Baccini, A., & Schaaf, C. (2002). Global land cover mapping from MODIS: Algorithms and early results. *Remote Sensing of Environment*, 83(1-2), 287-302. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00078-0](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00078-0)
- Ganasri, B. P., & Ramesh, H. (2016). Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS-A case study of Nethravathi Basin. *Geoscience Frontiers*, 7(6), 953-961. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2015.10.007>
- Gupta, S., Hasler, J. K., & Alewell, C. (2024). Mining soil data of Switzerland: New maps for soil texture, soil organic carbon, nitrogen, and phosphorus. *Geoderma Regional*, 36, e00747. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00747>
- Huang, Y. M., Liu, D., & An, S. S. (2015). Effects of slope aspect on soil nitrogen and microbial properties in the Chinese Loess region. *Catena*, 125, 135-145. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.09.010>
- Ibragimov, O., Inamov, B., & Alimakhamatova, S. (2024). Assessing soil erosion dynamics in the Bekabad district, Uzbekistan: A remote sensing approach integrating the RUSLE model and Google earth engine. 6th Annual International Scientific Conference on Geoinformatics - GI 2024: "Sustainable Geospatial Solutions for a Changing World". <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202459001005>
- Izadipoor, M. A., Dahmardeh-Behrooz, R., Eynollahipir, F., & Rajaei, F. (2025). Spatial analysis of soil erosion and habitat quality based on land use patterns in Sistan region, Eastern Iran. *Journal of Geography and Environmental Hazards*, 14(1), 22-42. <https://doi.org/10.22067/geoh.2024.87025.1468> [In Pershin]

- Kahsay, A., Haile, M., Gebresamuel, G., & Mohammed, M. (2025). Developing soil quality indices to investigate degradation impacts of different land use types in Northern Ethiopia. *Heliyon*, 11(1), e41185. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e41185>
- Khezri, M., Nosrati, K., Khaleghi, & Mohammadi-Reygani, Z. (2022). Impact of geomorphic hillslope components on soil erodibility and soil quality (Case study: Hashtian catchment, Urmia Lake). *Quantitative Geomorphological Research*, 11(1), 230-243. [https://www.geomorphologyjournal.ir/article\\_150445.html](https://www.geomorphologyjournal.ir/article_150445.html) [In Persian]
- Kim, J. B., Saunders, P., & Finn, J. T. (2005). Rapid assessment of soil erosion in the Rio Lempa Basin, Central America, using the universal soil loss equation and geographic information systems. *Environmental Management*, 36, 872-885. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-0065-z>
- Korkanc, S. Y., Ozyuvaci, N., & Hizal, A. (2008). Impacts of land use conversion on soil properties and soil erodibility. *Journal of Environmental Biology*, 29(3), 363. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/18972693/>
- Lee, G. S., & Lee, K. H. (2006). Scaling effect for estimating soil loss in the RUSLE model using remotely sensed geospatial data in Korea. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 3(1), 135-157. <https://doi.org/10.5194/hessd-3-135-2006>
- Li, X. R., He, M. Z., Zerbe, S., Li, X. J., & Liu, L. C. (2010). Micro-geomorphology determines community structure of biological soil crusts at small scales. *Earth Surface Processes and Landforms*, 35(8), 932-940. <https://doi.org/10.1002/esp.1963>
- Lu, D., Li, G., Valladares, G. S., & Batistella, M. (2004). Mapping soil erosion risk in Rondonia, Brazilian Amazonia: using RUSLE, remote sensing and GIS. *Land Degradation & Development*, 15(5), 499-512. <https://doi.org/10.1002/ldr.634>
- Lunetta, R. S., Knight, J. F., Ediriwickrema, J., Lyon, J. G., & Worthy, L. D. (2022). Land-cover change detection using multi-temporal MODIS NDVI data. *Remote Sensing of Environment*, 105(2), 142-154. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.06.018>
- Ma, R., Tian, Z., Zhao, Y., Wu, Y., & Liang, Y. (2024). Response of soil quality degradation to cultivation and soil erosion: A case study in a Mollisol region of Northeast China. *Soil and Tillage Research*, 242, 106159. <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106159>
- Madueke, C. O., Shrestha, D. P., & Nyktas, P. (2024). Assessment of SoilGrids data for soil erosion estimation at watershed scale: A case study in northern Thailand. *Pedosphere*, 34(4), 797-813. <https://doi.org/10.1016/j.pedsph.2023.03.022>
- Mandal, D., Chandrakala, M., Alam, N. M., Roy, T., & Mandal, U. (2021). Assessment of soil quality and productivity in different phases of soil erosion with the focus on land degradation neutrality in tropical humid region of India. *Catena*, 204, 105440. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105440>
- Mandal, D., Patra, S., Sharma, N. K., Alam, N. M., Jana, C., & Lal, R. (2023). Impacts of soil erosion on soil quality and agricultural sustainability in the North-Western Himalayan Region of India. *Sustainability*, 15(6), 5430. <https://doi.org/10.3390/su15065430>
- Marefati, H., Shahab-Arkazloo, H., Asghari S., & Soltani-Toolarood, A. A. (2024). The effect of gully erosion on integrated soil quality indices in South of Ardabil. *Environmental Erosion Research Journal*, 14(3), 43-65. <https://doi.org/10.61186/jeer.14.3.43> [In Persian]
- Merriitt, W. S., Letcher, R. A., & Jakeman, A. J. (2003). A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software*, 18(8-9), 761-799. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00078-1](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00078-1)
- Mohammadi, S., Balouei, F., Haji, K., Khaledi Darvishan, A., & Karydas, C. G. (2021). Country-scale spatio-temporal monitoring of soil erosion in Iran using the G2 model. *International Journal of Digital Earth*, 14(8), 1019-1039. <https://doi.org/10.1080/17538947.2021.1919230>

- Mohseni, N. (2019). Impact of water erosion on soil biological diversity in arid ecosystems. *Researches in Earth Sciences*, 10(2), 21-33. <https://doi.org/10.52547/esrj.10.2.21> [In Pershin]
- Morgan, R. P. C. (2009). *Soil Erosion and Conservation*. John Wiley & Sons.
- Motamedirad, M., Zangane-Asadi, M. A., & Ajam, H. (2023). Investigating the rate of soil erosion and sediment production using the RUSLE model and the modified method PSIAC (Case study: kal basin of Ismail, Shahrood city, Semnan province). *Quantitative Geomorphological Research*, 11(4), 147-165. [https://www.geomorphologyjournal.ir/article\\_162483.html](https://www.geomorphologyjournal.ir/article_162483.html) [In Pershin]
- Nosrati, K. (2013). Assessing soil quality indicator under different land use and soil erosion using multivariate statistical techniques. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 2895-2907. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2758-y>
- Oliver, J. E. (1991). The history, status and future of climatic classification. *Physical Geography*, 12(3), 231-251. <https://doi.org/10.1080/02723646.1991.10642430>
- Radočaj, D., Jurišić, M., Rapčan, I., Domazetović, F., Milošević, R., & Plaščak, I. (2023). An independent validation of SoilGrids accuracy for soil texture components in Croatia. *Land*, 12(5), 1034. <https://doi.org/10.3390/land12051034>
- Rojas-González, A. M. (2008, March). Soil erosion calculation using remote sensing and GIS in Río grande de Arecibo Watershed, Puerto Rico. In *Proceedings ASPRS 2008 Annual Conference Bridging the Horizons: New Frontiers in Geospatial Collaboration*, Portland, Oregon. [https://www.researchgate.net/publication/260870773\\_](https://www.researchgate.net/publication/260870773_)
- Saha, S. K. (2004). Water and wind induced soil erosion assessment and monitoring using remote sensing and GIS. In M. V. K. Sivakumar, P. S. Roy, K. Harsen, & S. K. Saha (Eds.), *Satellite Remote Sensing and GIS Applications in Agricultural Meteorology* (pp. 315-330). Dehra Dun. <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=878327>
- Sen, P. K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's Tau. *Journal of the American Statistical Association*, 63(324), 1379-1389. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01621459.1968.10480934>
- Sentani, A., Niam, M. F., & Boogaard, F. C. (2024, April). Probability of erosion utilizing Google earth engine and the RUSLE method in the Tuntang watershed. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. IOP Publishing. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1321/1/012001>
- Shen, Z., Yong, B., Gourley, J. J., Qi, W., Lu, D., Liu, J., Ren, L., Hong, Y., & Zhang, J. (2020). Recent global performance of the Climate Hazards group Infrared Precipitation (CHIRP) with Stations (CHIRPS). *Journal of Hydrology*, 591, 125284. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125284>
- Sud, A., Sajan, B., Kanga, S., Singh, S. K., Singh, S., Durin, B., & Chand, K. (2024). Integrating RUSLE model with cloud-based geospatial analysis: A google earth engine approach for soil erosion assessment in the Satluj watershed. *Water*, 16(8), 1073. <https://doi.org/10.3390/w16081073>
- Van Remortel, R. D., Hamilton, M. E., & Hickey, R. J. (2001). Estimating the LS factor for RUSLE through iterative slope length processing of digital elevation data within ArcInfo grid. *Cartography*, 30(1), 27-35. <https://doi.org/10.1080/00690805.2001.9714133>
- Wang, G., Wu, B., Zhang, L., Jiang, H., & Xu, Z. (2014). Role of soil erodibility in affecting available nitrogen and phosphorus losses under simulated rainfall. *Journal of Hydrology*, 514, 180-191. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.028>
- Wang, J., Lu, P., Valente, D., Petrosillo, I., Babu, S., Xu, S., Li, C., Huang, D., & Liu, M. (2022). Analysis of soil erosion characteristics in small watershed of the loess tableland Plateau of China. *Ecological Indicators*, 137, 108765. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108765>
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). *Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning*. U.S. Department of Agriculture. [https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference\\_id/624965](https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/624965)

- Wood, M., & Litterick, A. M. (2017). Soil health–What should the doctor order? *Soil Use and Management*, 33(2), 339-345. <https://doi.org/10.1111/sum.12344>
- Yang, L., Meng, X., & Zhang, X. (2011). SRTM DEM and its application advances. *International Journal of Remote Sensing*, 32(14), 3875-3896. <https://doi.org/10.1080/01431161003786016>
- Yusong, D., Xue, S., Dong, X., Chongfa, C., Shuwen, D., & Tianwei, W. (2019). Soil erodibility and physicochemical properties of collapsing gully alluvial fans in southern China. *Pedosphere*, 29(1), 102-113. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60105-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60105-9)
- Zhang, L., Haseeb, M., Tahir, Z., Tariq, A., Almutairi, K. F., & Soufan, W. (2025). Assessment of soil erosion dynamics and implications for sustainable land management: A case study using the RUSLE model. *International Journal of Sediment Research*, 40(3), 385-399. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2024.12.001>
- Zhong, B., Peng, S., Zhang, Q., Ma, H., & Cao, S. (2013). Using an ecological economics approach to support the restoration of collapsing gullies in southern China. *Land Use Policy*, 32, 119-124. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.10.005>
- Zhu, G., Yong, L., Zhao, X., Liu, Y., Zhang, Z., Xu, Y., Sun, Z., Sang, L. and Wang, L. (2022). Evaporation, infiltration and storage of soil water in different vegetation zones in the Qilian Mountains: A stable isotope perspective. *Hydrology and Earth System Sciences*, 26(14), 3771-3784. <https://doi.org/10.5194/hess-26-3771-2022>