



Effects of land-use change and land abandonment on soil quality in the southern Zagros forests: A geostatistical approach

Mehdi Heydari^{1*}, Sina Attarroshan² and Narges Pordel³

1* - Corresponding author, Prof., Department of Forestry, Faculty of Agriculture, Ilam University, Ilam, Iran

E-mail: m.heidari@ilam.ac.ir

2- Associate Prof., Department of Environment, Ahv.C., Islamic Azad University, Ahvaz, Iran

3- Ph.D. Graduate, Department of Forestry, Faculty of Agriculture, Ilam University, Ilam, Iran

Received: 04.01.2026

Revised: 19.02.2026

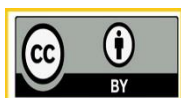
Accepted: 18.03.2026

Abstract

Background and Objective: Forests play a critical role in ecosystem sustainability by regulating biogeochemical cycles and enhancing the physical, chemical, and biological properties of soils. However, conversion of forest lands to agricultural disrupts soil structure and leads to soil quality degradation. While previous studies have investigated the impact of land-use change on selected soil properties, the combined effects of abandonment duration on the Soil Quality Index (SQI) and its spatial distribution at the landscape scale in the southern Zagros forests have not been comprehensively assessed. Therefore, this study aimed to evaluate the effects of land-use type and land abandonment duration on SQI and to analyze its spatial patterns using geostatistical methods and kriging techniques in the southern Zagros forests.

Methodology: The study was conducted in the southern Zagros forests, Dezpart County, Khuzestan Province, Iran. Four land-use types were considered, including natural forest as a control and abandoned lands with durations of 3, 10, and 25 years. Soil sampling was carried out in three independent plots (3–4 ha each) per land-use type. In each plot, two randomly initiated transects were established, and four sampling points were set along each transect at 25 m intervals, resulting in a total of 96 surface soil samples (0–25 cm depth). Physical (texture, bulk density, porosity, moisture), chemical (organic carbon, total nitrogen, phosphorus, potassium, pH, electrical conductivity, cation exchange capacity), and biological (respiration, microbial carbon) properties were measured. SQI was calculated using standard scoring functions, factor analysis for weight determination, and a cumulative weighted index approach. The spatial structure of SQI was analyzed using variograms and kriging methods in GIS, and the most appropriate interpolation method for each land-use type was selected based on model accuracy (RMSE). Statistical analyses were conducted to compare SQI across land-use types at a 95% confidence level ($\alpha = 0.05$).

Results: Land-use type significantly influenced SQI ($p < 0.05$), with the highest value observed in natural forest (0.63 ± 0.006) and the lowest in recently abandoned (0.26 ± 0.006). Soil quality progressively improved with increasing abandonment duration, with 25-year abandoned lands showing significantly higher SQI compared to short-term abandoned sites. Variogram analysis indicated that the linear model best described SQI spatial structure in natural forests, the exponential model fitted short- and long-term abandoned lands (10 and 25 years), and the spherical model best represented recently abandoned lands. Accuracy assessment revealed that simple kriging achieved the highest precision for natural forest (RMSE = 0.97) and long-term



abandonment (RMSE = 1.01), whereas ordinary kriging performed better for short-term abandonment (RMSE = 1.18) and recently abandoned lands (RMSE = 1.57). The resulting spatial maps highlighted heterogeneous patterns of soil quality across the study area.

Conclusion: The findings demonstrate that forest land-use change and land abandonment duration exert significant effects on soil quality, with longer abandonment periods leading to gradual improvement. These results can inform land abandonment planning, forest restoration, and the identification of low-quality soil areas for sustainable natural resource management.

Keywords: Land-use change, soil quality, spatial interpolation, Kriging, Variogram modeling.

تأثیر تغییر کاربری و رهاسازی اراضی بر شاخص کیفیت خاک جنگل‌های زاگرس جنوبی با رویکرد زمین‌آماري

مهدی حیدری^{۱*}، سینا عطار روشن^۲ و نرگس پردل^۳^۱ - نویسنده مسئول، استاد، گروه علوم جنگل، دانشکده کشاورزی دانشگاه ایلام، ایلام، ایران، پست الکترونیک: m.heidari@ilam.ac.ir^۲ - دانشیار، گروه علوم محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران^۳ - دانش‌آموخته دکتری، گروه علوم جنگل، دانشکده کشاورزی دانشگاه ایلام، ایلام، ایران

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۲/۲۷

تاریخ اصلاح نهایی: ۱۴۰۴/۱۱/۳۰

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۱۰/۱۴

چکیده

سابقه و هدف: جنگل‌ها با تنظیم چرخه‌های زیستی و بهبود ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک، نقش مهمی در پایداری اکوسیستم‌ها ایفا می‌کنند. با این حال، تغییر کاربری جنگل‌ها به اراضی کشاورزی، سبب تخریب ساختار خاک و کاهش کیفیت آن می‌شود. با وجود مطالعات انجام‌شده درباره اثر تغییر کاربری بر برخی ویژگی‌های خاک، ارزیابی همزمان تأثیر مدت‌زمان رهاسازی اراضی بر شاخص کیفیت خاک و بررسی الگوی مکانی آن در مقیاس چشم‌انداز جنگل‌های زاگرس جنوبی هنوز به‌طور جامع بررسی نشده است. از این رو، هدف این پژوهش بررسی تأثیر نوع کاربری و مدت رهاسازی اراضی بر شاخص کیفیت خاک (SQI) و تحلیل دقیق الگوی مکانی آن با استفاده از روش‌های زمین‌آمار و کریجینگ در جنگل‌های زاگرس جنوبی بود.

مواد و روش‌ها: این پژوهش در جنگل‌های زاگرس جنوبی، واقع در شهرستان دزپارت استان خوزستان انجام شد. منطقه مورد مطالعه شامل چهار تیپ کاربری اراضی است که جنگل طبیعی به‌عنوان شاهد و اراضی رهاسازی‌شده با دوره رهاسازی ۳، ۱۰ و ۲۵ سال را دربر می‌گیرد. در هر تیپ کاربری، نمونه‌برداری خاک در سه لکه مستقل (۳-۴ هکتاری) انجام شد؛ به‌طوری‌که در هر لکه دو ترانسکت با شروع تصادفی پیاده و روی هر ترانسکت چهار نقطه با فاصله ۲۵ متر از یکدیگر تعیین گردید و در مجموع ۹۶ نمونه خاک از عمق ۰-۲۵ سانتی‌متری جمع‌آوری شد. شاخص‌های فیزیکی (بافت، چگالی ظاهری، تخلخل و رطوبت)، شیمیایی (کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر، پتاسیم، pH، هدایت الکتریکی و ظرفیت تبادل کاتیونی) و زیستی (تنفس و کربن میکروبی) اندازه‌گیری شد. سپس شاخص کیفیت خاک (SQI) با استفاده از توابع امتیازدهی استاندارد، تعیین ضرایب وزنی از طریق تحلیل عاملی و محاسبه شاخص به روش وزن‌دهی تجمعی محاسبه گردید. ساختار مکانی شاخص کیفیت خاک با استفاده از واریوگرام و روش‌های کریجینگ در GIS تحلیل شد و مناسب‌ترین روش درونیابی برای هر تیپ اراضی براساس دقت مدل (RMSE) انتخاب گردید. برای مقایسه شاخص کیفیت خاک بین تیپ‌های مختلف اراضی، تحلیل‌های آماری انجام شد و اختلاف‌ها در سطح اطمینان ۹۵٪ ($\alpha = 0.05$) بررسی گردید.

نتایج و یافته‌ها: نتایج نشان داد شاخص کیفیت خاک به‌طور معنی‌داری تحت تأثیر نوع کاربری اراضی قرار دارد ($p < 0.05$). بیشترین SQI در جنگل طبیعی (0.63 ± 0.06) و کمترین در اراضی رهاسازی اخیر (0.26 ± 0.06) مشاهده شد. همچنین با افزایش مدت‌زمان رهاسازی، کیفیت خاک به‌طور تدریجی بهبود یافت؛ به‌طوری‌که شاخص کیفیت خاک (SQI) در اراضی رهاسازی ۲۵ ساله نسبت به رهاسازی‌های کوتاه‌مدت افزایش معنی‌داری نشان داد. تحلیل واریوگرام‌ها نشان داد که مدل خطی بهترین برازش برای جنگل طبیعی، مدل نمایی مناسب‌ترین برای رهاسازی‌های کوتاه‌مدت و بلندمدت (۱۰ و ۲۵ ساله) و مدل کروی مناسب‌ترین برای اراضی رهاسازی اخیر بود. نتایج ارزیابی دقت روش‌های درونیابی نشان داد که کریجینگ ساده بالاترین دقت را برای جنگل طبیعی (0.97 RMSE =) و رهاسازی بلندمدت ($1/01$ RMSE =) داشت، در حالی که کریجینگ معمولی دقت بیشتری برای رهاسازی کوتاه‌مدت ($1/18$ RMSE =) و آیش زراعت ($1/57$ RMSE =) ارائه کرد. نقشه‌های پراکنش مکانی نیز، الگوی ناهمگن کیفیت خاک در سطح منطقه را به‌وضوح نشان دادند.

نتیجه‌گیری: به‌طورکلی، نتایج این پژوهش نشان داد که تغییر کاربری جنگل‌ها و مدت رهاسازی اراضی، کیفیت خاک را به‌طور قابل توجهی تحت تأثیر قرار می‌دهد و افزایش مدت رهاسازی موجب بهبود تدریجی آن می‌شود. این نتایج می‌تواند در برنامه‌ریزی

رهاسازی اراضی، بازسازی جنگل‌ها و شناسایی مناطق با کیفیت پایین خاک برای مدیریت پایدار منابع طبیعی کاربرد داشته باشد.

واژه‌های کلیدی: تغییر کاربری، درون‌یابی، کیفیت خاک، کریجینگ، مدل واریوگرام.

مقدمه

جنگل‌ها یکی از مهمترین و پیچیده‌ترین اکوسیستم‌های طبیعی زمین به‌شمار می‌روند و نقش محوری در پایداری محیط‌زیست ایفا می‌کنند. این اکوسیستم‌ها با تثبیت خاک، کاهش فرسایش، تنظیم چرخه‌های آب و کربن و حفظ تنوع-زیستی، خدمات گسترده‌ای ارائه می‌دهند ([Ramachandra et al., 2025](#); [Wilpert, 2022](#)). جنگل‌ها با لایه‌های غنی آلی، کربن آلی و فعالیت زیستی خاک را افزایش می‌دهند ([Kosanin et al., 2023](#)). خاک‌های جنگلی با ماده آلی بالا، ساختار متخلخل و ظرفیت تبادل یونی مناسب، توانایی تأمین مواد غذایی، نگهداری آب و پشتیبانی از فعالیت‌های زیستی را دارند و نقش مهمی در پایداری اکولوژیکی ایفا می‌کنند. در دهه‌های اخیر، تغییر کاربری جنگل‌ها به زمین‌های زراعی ازجمله در جنگل‌های زاگرس، از مهمترین عوامل کاهش کیفیت خاک بوده است ([Taghipour et al., 2022](#)). مطالعات متعددی در ایران و سایر کشورها به بررسی تأثیر تغییر کاربری اراضی بر کیفیت خاک پرداخته‌اند. مطالعات انجام‌شده در جنگل‌های بلوط زاگرس نشان داده‌اند که تبدیل اراضی جنگلی به زراعی یا باغی موجب کاهش معنی‌دار ماده آلی و عناصر غذایی مانند نیتروژن، فسفر و پتاسیم و افزایش چگالی ظاهری و شوری و نهایتاً کاهش کیفیت خاک شده است ([Taghipour et al., 2022](#); [Mohmmadi Samani et al., 2018](#)). در مطالعه‌ای دیگر نیز مشخص شد که تبدیل جنگل به زمین کشاورزی باعث کاهش ۵۰ درصدی ماده آلی و افزایش ۲۰ درصدی افزایش چگالی ظاهری و افت شدید عناصر غذایی شده است ([Hajabbasi et al., 2004](#)). ارزیابی چنین تغییراتی در کیفیت خاک، نیازمند استفاده از شاخص‌های ترکیبی مانند شاخص کیفیت خاک (Soil Quality Index- SQI) است که با ترکیب ویژگی‌هایی مانند ماده آلی، نیتروژن، فعالیت آنزیمی و تبادل کاتیونی، تصویری

یکپارچه از وضعیت عملکردی خاک ارائه می‌دهد ([Yang et al., 2022](#)). مطالعه‌ای دیگر در هند نشان داد که تبدیل جنگل به زمین‌های زراعی موجب کاهش معنی‌دار شاخص کیفیت خاک، ماده آلی، نیتروژن، پتاسیم و فعالیت‌های آنزیمی خاک به‌ویژه در مزارع چای و زراعت‌های تجاری شده است ([Jagadesh et al., 2024](#)). مطابق با نتایج این مطالعه، کاهش شاخص کیفیت خاک در زمین‌های تازه رهاشده به دلیل کمبود ماده آلی، فعالیت زیستی پایین و تداخل کمتر در سال‌های ابتدایی رهاسازی رخ می‌دهد. این کاهش در شاخص کیفیت خاک با تغییرات فیزیکی و شیمیایی خاک ناشی از کاربری کشاورزی پیشین مرتبط است و مشابه روند مشاهده‌شده در مطالعات بین‌المللی است. در اتیوپی، تغییر کاربری جنگل به زمین کشاورزی منجر به کاهش معنی‌دار مواد آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی، ازت و افزایش چگالی ظاهری شده است ([Leul et al., 2023](#)). در ایران نیز نتایج تحقیقاتی مانند مطالعه [Raiesi](#) و [Salek-Gilani](#) (۲۰۲۰) در مناطق نیمه‌خشک مرکزی کشور نشان داد که پس از تبدیل مرتع طبیعی به اراضی کشاورزی، شاخص کیفیت خاک تا ۳۰ درصد کاهش یافته است و با رهاسازی از کشاورزی و احیای طبیعی، کیفیت خاک به تدریج بهبود پیدا می‌کند. همچنین، در تحقیقی در استان آذربایجان غربی که توسط [Rasouli-Sadaghiani](#) و همکاران (۲۰۱۸) انجام شد مشخص گردید که تغییر کاربری جنگل به باغ و اراضی کشاورزی موجب افت ۴۰ تا ۶۰ درصدی کربن آلی و کاهش شدید فعالیت میکروبی و شاخص‌های زیستی خاک شده است.

برای تحلیل تغییرات مکانی کیفیت خاک، استفاده از تکنیک‌های درون‌یابی اهمیت بالایی دارد. سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS) به‌عنوان فناوری نوین، بستری مناسب برای جمع‌آوری، مدیریت و تحلیل داده‌ها و نمایش اطلاعات به‌صورت لایه‌ای فراهم می‌کند و امکان ترکیب لایه‌های

کیفیت خاک در این اکوسیستم حساس ارائه دهد. بر این اساس، هدف این مطالعه بررسی تأثیر انواع کاربری اراضی، شامل جنگل طبیعی و اراضی رها شده از زراعت با دوره های زمانی مختلف (۳، ۱۰ و ۲۵ سال)، بر شاخص کیفیت خاک و شناسایی الگوی مکانی آن با استفاده از روش های کریجینگ در جنگل های زاگرس جنوبی است. این پژوهش براساس این پیش فرض انجام شد که تغییر کاربری و مدت زمان رها سازی تأثیر معنی داری بر کیفیت خاک دارند و روش های درون یابی مکانی می توانند این تغییرات را به صورت نقشه های دقیق نمایش دهند. نتایج به دست آمده می تواند مبنایی علمی برای مدیریت حفاظتی، اولویت بندی بازسازی و برنامه ریزی پایدار اکوسیستم جنگلی زاگرس فراهم نماید.

مواد و روش ها

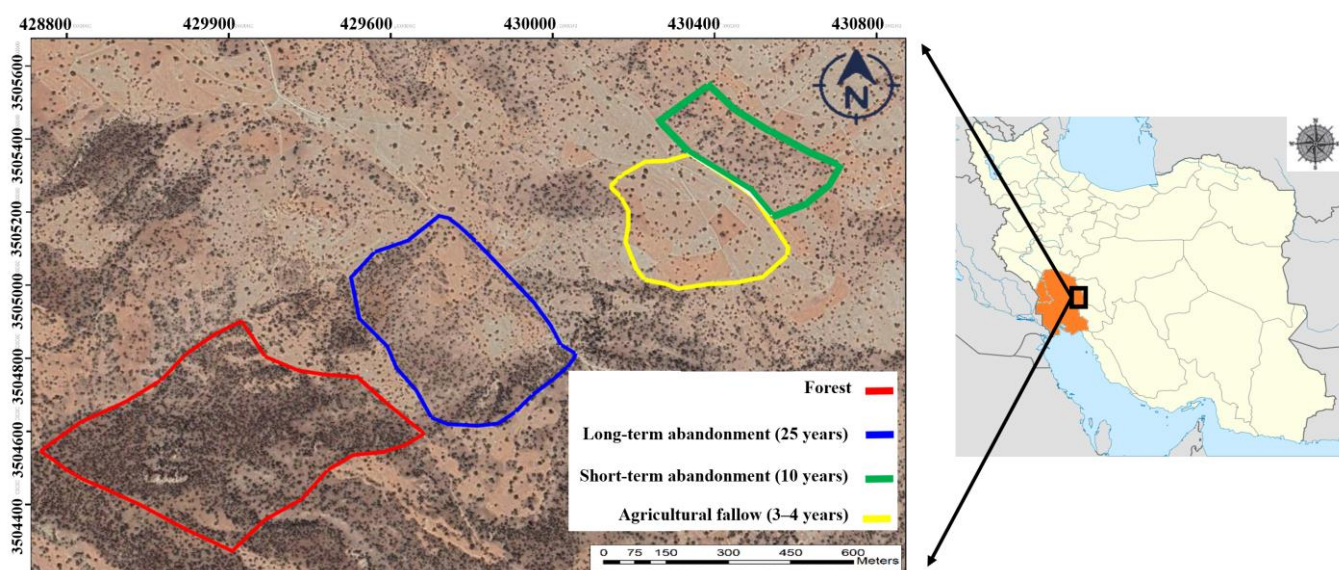
منطقه مورد مطالعه

این پژوهش در بخشی از جنگل های زاگرس جنوبی، واقع در شهرستان دزپارت، استان خوزستان انجام شد (شکل ۱). محدوده مطالعه بین ۳۱ درجه و ۴۰ دقیقه و ۰ ثانیه تا ۳۱ درجه و ۴۱ دقیقه و ۳۰ ثانیه عرض شمالی و ۵۰ درجه و ۱۶ دقیقه و ۳۰ ثانیه تا ۵۰ درجه و ۱۵ دقیقه و ۰ ثانیه طول شرقی قرار دارد. جنگل های زاگرس با وسعت تقریبی ۵ میلیون هکتار، حدود ۴۰ درصد از کل جنگل های ایران را تشکیل می دهند و بزرگ ترین رویشگاه جنگلی کشور محسوب می شوند (Sagheb Talebi et al., 2014; Ramachandra et al., 2025; Shirav & Hosseini., 2020). اکوسیستم های جنگلی این منطقه شامل بلوط ایرانی (*Quercus brantii* Lindl) به عنوان گونه غالب بوده و مجموعه ای متنوع از گونه های درختچه ای، بوته ای و علفی را در خود جای داده است. شرایط اقتصادی و اجتماعی منطقه موجب وابستگی شدید جوامع محلی به منابع جنگلی برای تأمین معیشت شده و فشار بهره برداری و تبدیل جنگل ها به اراضی کشاورزی، باعث تخریب گسترده پوشش گیاهی و کاهش کیفیت خاک شده است (Heidarlou et al., 2019; Jafari & Shojaeifard, 2021). با این حال، اقدامات اخیر

مختلف و انجام تحلیل های پیچیده براساس روابط میان آنها را دارد (Akmal, 2023; Ghaisvandi, 2013). روش های درون یابی مکانی، به ویژه تکنیک های کریجینگ (عام، معمولی و ساده)، ابزار کلیدی در ارزیابی پراکنش مکانی خصوصیات خاک و شاخص کیفیت خاک هستند و با مدل سازی ساختار همبستگی مکانی داده ها، امکان برآورد مقادیر در نقاط نمونه برداری نشده با دقت بالا را فراهم می کنند (Dindaroğlu, 2014; Oppong Sarkodie et al., 2024). این روش ها نسبت به تکنیک هایی مانند IDW دقت بالاتری دارند، زیرا براساس ساختار واریوگرام و ناهمگنی مکانی عمل می کنند (Shao et al., 2020). انتخاب مدل مناسب واریوگرام (کروی، نمایی یا گوسی) نقش مهمی در دقت نتایج دارد و باید متناسب با نوع داده ها و شرایط محیطی منطقه انجام شود (Huang et al., 2023; Pordel et al., 2025; Taghipour et al., 2022). جنگل های زاگرس به عنوان یکی از مهمترین اکوسیستم های طبیعی ایران از دیرباز در معرض تخریب گسترده و تغییر کاربری قرار داشته اند (Beygi Heidarlou et al., 2021). یکی از پیامدهای اصلی تخریب یا اختلال در جنگل ها، بروز فرسایش و کاهش حاصلخیزی خاک است. پایش و شناخت الگوی مکانی تغییرات کیفیت خاک می تواند مبنایی اساسی برای برنامه های مدیریتی و احیایی منابع طبیعی باشد. ارزیابی کارایی روش های مختلف درون یابی به منظور پهنه بندی شاخص کیفیت خاک در ارتباط با تغییر کاربری، رویکردی مقرون به صرفه و کاربردی در مدیریت اراضی جنگلی است، اما تاکنون کمتر مورد توجه قرار گرفته است. بیشتر پژوهش های پیشین، تنها به مقایسه ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک پرداخته اند و کمتر به ترکیب شاخص های تلفیقی کیفیت خاک با مدل سازی مکانی توجه شده است. علاوه بر این، تاکنون مطالعه جامعی که به طور همزمان اثر توالی ثانویه پس از رها سازی (۳، ۱۰ و ۲۵ سال) و تغییر کاربری گذشته را همراه با مقایسه و دقت سنجی مدل های مختلف کریجینگ در زاگرس جنوبی ارزیابی کند، گزارش نشده است. بنابراین، این پژوهش درصدد است این خلأ پژوهشی را برطرف کرده و تصویری دقیق از تغییرات مکانی

با عمق کم تا متوسط و با بافت متغیر است. شرایط شیب و توپوگرافی منطقه متنوع بوده و تأثیر قابل توجهی بر جریان آب، رسوبات و تجمع مواد آلی در خاک دارد. ترکیب این عوامل جغرافیایی، اقلیمی و انسانی موجب شکل‌گیری الگوهای پراکندگی خاص خاک و تنوع کیفیت خاک در سطح منطقه شده است.

اداره منابع طبیعی خوزستان، از جمله محدودسازی تغییر کاربری و رهاسازی اراضی، به بازسازی تدریجی پوشش گیاهی و بازگشت اکوسیستم طبیعی کمک کرده است. ارتفاع متوسط منطقه نیز ۱۶۳۰ متر از سطح دریا است و میانگین بارندگی سالانه ۵۹۶ میلی‌متر و میانگین دمای سالانه ۱۹/۱ درجه سانتی‌گراد است. براساس طبقه‌بندی اقلیمی دومارتن، منطقه نیمه‌خشک محسوب می‌شود و خاک غالب آن، آهکی



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه در ایران و خوزستان

Figure 1. Location of the study area in Iran and Khuzestan province

بر این اساس، چهار تیپ اراضی زیر مد نظر قرار گرفته شد. ۱. رهاسازی اخیر (۳ تا ۴ سال گذشته)؛ ۲. توده‌های جنگلی با رهاسازی کوتاه‌مدت (حدود ۱۰ سال)؛ ۳. توده‌های جنگلی با رهاسازی بلندمدت (حدود ۲۵ سال)؛ ۴. توده‌های جنگلی شاهد (بدون سابقه کشت). در هر تیپ، سه لکه با وسعت تقریبی ۳ تا ۴ هکتار انتخاب شد. در هر لکه، دو ترانسکت عمود برهم با شروع تصادفی پیاده شد که روی هر ترانسکت، چهار نقطه نمونه‌برداری با فاصله ۲۵ متری از یکدیگر مشخص گردید. در مجموع، ۹۶ مرکز نمونه‌برداری مشخص شد (۴ تیپ یا حالت 3×8 لکه (تکرار) 8×3 نمونه). در اطراف هر مرکز نمونه‌برداری، دو نمونه خاک از عمق ۲۵-

طراحی آزمایش و نمونه‌برداری

در مرحله نخست، با استفاده از بازدیدهای میدانی و مصاحبه با ساکنان محلی، زمین‌های جنگلی که سابقه طولانی کشت دیم (عمدتاً گندم) در زیراشکوب خود داشته‌اند، شناسایی شدند. سپس، جنگل‌های ثانویه‌ای که پس از رها شدن این زمین‌های زراعی به صورت طبیعی بازسازی شده بودند، انتخاب و نمونه‌برداری گردیدند. با توجه به تفاوت در زمان رهاسازی، این جنگل‌ها مراحل مختلفی از توالی ثانویه را نمایندگی می‌کنند. همچنین، جنگل‌های کمتر دست‌خورده و کهن‌سال که سابقه‌ای از کشت در آنها ثبت نشده است به عنوان شاهد و نماینده مراحل بالاتر توالی در نظر گرفته شدند.

• سانتی متری برداشت شد و پس از تهیه یک نمونه ترکیبی با کیسه پلاستیکی برچسپ گذاری شده به آزمایشگاه منتقل گردید (شکل ۲).

نمونه های خاک از طریق الک ۲ میلی متر الک شده و به دو نمونه فرعی تقسیم شدند. اولین نمونه فرعی در دمای ۴ درجه سانتیگراد برای اندازه گیری فعالیت میکروبی خاک نگهداری شد. دومین بخش نمونه ها هوا خشک شده و برای بررسی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک استفاده شد. بافت خاک (شن، رس و سیلت) با روش هیدرومتری (Bouyoucos, 1962)، رطوبت اشباع خاک با استفاده از روش وزنی، وزن مخصوص ظاهری (BD) با روش رینگ و وزن نمونه، تخلخل کل خاک براساس چگالی ظاهری و چگالی ذرات، کربن آلی خاک براساس روش Walkley-Black (۱۹۳۴)، اسیدیته خاک با pH متر (Anderson & Domsch., 1978) با روش اندرسون (Anderson & Ingram., 1994) و تنفس برانگیخته (MBC) با روش (Sumner & Miller, 1996) تعیین ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) (Olsen et al., 1954) پتاسیم قابل جذب با استفاده از محلول استات آمونیوم و دستگاه فلیمتومتری و روش استات سدیم بافر شده برای تعیین ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) (Sumner & Miller, 1996) تعیین شد. تنفس پایه خاک (BR) با اندازه گیری CO₂ منتشر شده در یک دوره ۵ روزه (Alef & Nannipieri., 1995)، کربن زیست توده میکروبی خاک (MBC) با روش اندرسون (Anderson & Ingram., 1994) و تنفس برانگیخته (SIR) با روش اندرسون (Anderson & Domsch., 1978) اندازه گیری شد.

• land-use
3-4 ha
Transect 1
P4
25 m
P3
25 m
P2
25 m
P1
P1 25 m P2 25 m P3 25 m P4
Transect 2
soil sampling
0-25cm depth

شکل ۲- شماتیک نمونه برداری خاک در هر کاربری، لکه و ترانسکت

Figure 2. Schematic of soil sampling in each land-use type, plot, and transect

شخص کیفیت خاک (SQI) براساس مجموعه کامل داده ها (TDS) و ویژگی های کلیدی خاک شامل بافت (شن، رس، سیلت)، چگالی ظاهری، تخلخل، درصد رطوبت، کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر، پتاسیم، pH، هدایت الکتریکی، ظرفیت تبادل کاتیونی و شاخص های زیستی مانند تنفس میکروبی، کربن میکروبی و تنفس برانگیخته ارزیابی شد. این ویژگی ها به دلیل تأثیر شناخته شده بر حاصلخیزی و ساختمان خاک انتخاب شدند (Kooch et al., 2019; Heydari et al., 2020; Woloszczyk et al., 2020). با توجه به تفاوت واحدهای متغیرها، آنها برای ترکیب در قالب یک شاخص

شخص کیفیت خاک (SQI) براساس مجموعه کامل داده ها (TDS) و ویژگی های کلیدی خاک شامل بافت (شن، رس، سیلت)، چگالی ظاهری، تخلخل، درصد رطوبت، کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر، پتاسیم، pH، هدایت الکتریکی، ظرفیت تبادل کاتیونی و شاخص های زیستی مانند تنفس

خاک و شاخص کیفیت با تحلیل همبستگی بررسی گردید تا اثر کمی و بصری متغیرها مشخص شود. تحلیل‌ها در نرم‌افزارهای SPSS نسخه ۲۳ (SPSS Inc، شیکاگو، IL) و R (پکیج‌های ggplot2، hrbrthemes، dplyr و viridis) انجام شد. برای مقایسه مدل‌های درونیابی، ابتدا واریوگرام‌ها با سه مؤلفه کلیدی Range، Sill و Nugget محاسبه شدند (Shabani et al., 2011) و مدل‌های خطی، نمایی، گوسی و کروی با نرم‌افزار GS+ برازش داده شدند تا بهترین مدل با کمترین RSS و بیشترین R^2 انتخاب شود (Laun et al., 2016; Stateczny & Włodarczyk-Sielicka, 2012). سپس روش‌های کریجینگ شامل ساده، معمولی و عمومی برای درونیابی استفاده شدند که تفاوت آنها در مدل‌سازی میانگین داده‌هاست: کریجینگ ساده میانگین ثابت فرض می‌کند، کریجینگ معمولی میانگین کل منطقه را از داده‌های محلی تخمین می‌زند و کریجینگ عمومی برای داده‌های دارای روند فضایی استفاده می‌شود که میانگین به‌صورت تابعی از مختصات فضایی مدل‌سازی می‌گردد (Rebholz & Almekkawy, 2020; Khan et al., 2023).

نتایج

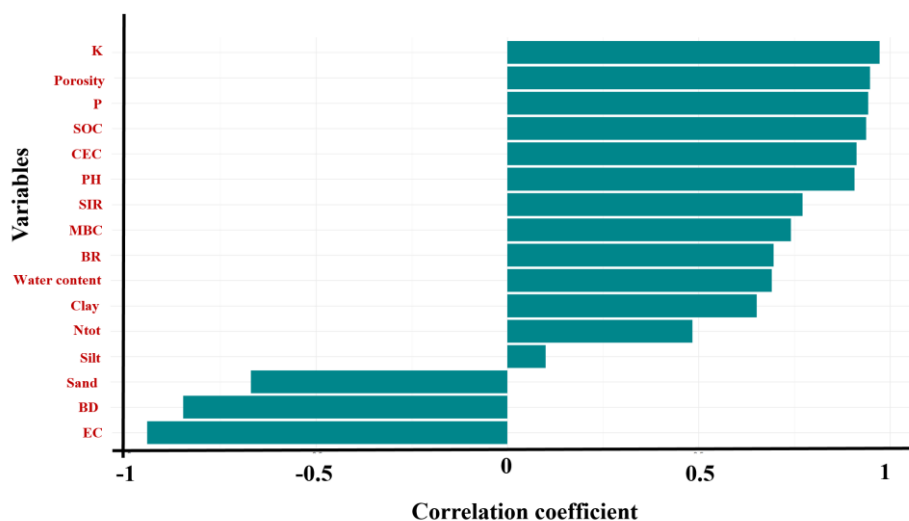
نتایج تحلیل همبستگی بین خصوصیات خاک و شاخص کیفیت خاک نشان داد که بین خصوصیات مختلف خاک و شاخص کیفیت خاک همبستگی معنی‌داری وجود دارد، به‌طوری‌که شن (۰/۶۷-)، چگالی ظاهری (۰/۸۴-) و هدایت الکتریکی (۰/۹۴-) همبستگی منفی و سایر ویژگی‌های خاک با شاخص کیفیت خاک همبستگی مثبت داشتند (شکل ۳). در این میان، پتاسیم (۰/۹۷)، تخلخل (۰/۹۴)، فسفر (۰/۹۴) و کربن (۰/۹۳) بیشترین همبستگی مثبت را با شاخص کیفیت خاک نشان دادند (شکل ۳).

کلی، بی‌بعد شدند و براساس اثر بر کیفیت خاک در سه دسته قرار گرفتند: «بیشتر-بهرتر» (افزایش آنها کیفیت خاک را بهبود می‌دهد، مانند کربن آلی)، «کمتر-بهرتر» (افزایش آنها کیفیت خاک را کاهش می‌دهد، مانند وزن مخصوص ظاهری) و «تابع سطح بهینه» (متغیرهایی که تغییر آنها تا حدی مفید است، مانند pH). برای هر ویژگی، امتیاز بین ۰ تا ۱ اختصاص داده شد (Nabiollahi et al., 2017; Andrews et al., 2004). ضریب وزنی هر ویژگی با استفاده از تحلیل عاملی در نرم‌افزار SPSS تعیین شد؛ پیش‌فرض‌های تحلیل شامل مناسب بودن ساختار همبستگی (آزمون Bartlett) و نبود هم‌خطی شدید (بررسی ماتریس همبستگی و VIF) تأیید گردید. در این روش، نسبت واریانس مشترک هر متغیر به مجموع واریانس مشترک کل متغیرها و ضریب وزنی آن تعیین شد (Shahab et al., 2013). پس از تعیین وزن ویژگی‌ها، شاخص کیفیت خاک با استفاده از رابطه SQI محاسبه گردید (Taghipour et al., 2022).

$$IQI = \sum_{i=1}^n W_i \times N_i$$

در این رابطه، W_i : وزن تعلق گرفته به هر ویژگی خاک؛ N_i : امتیاز تعلق گرفته به هر ویژگی و n : تعداد ویژگی‌های استفاده شده است.

برای تحلیل آماری شاخص کیفیت خاک، ابتدا نرمال بودن توزیع داده‌ها با آزمون کولموگروف-اسمیرنوف و همگنی واریانس‌ها با آزمون لون بررسی شد. پس از تأیید مفروضات، از آزمون ANOVA یک‌طرفه برای مقایسه شاخص بین تیپ‌های مختلف استفاده شد و در صورت معنی‌دار بودن، مقایسه میانگین‌ها با آزمون دانکن (Duncan's Multiple Range Test) انجام شد. همچنین، روابط میان ویژگی‌های

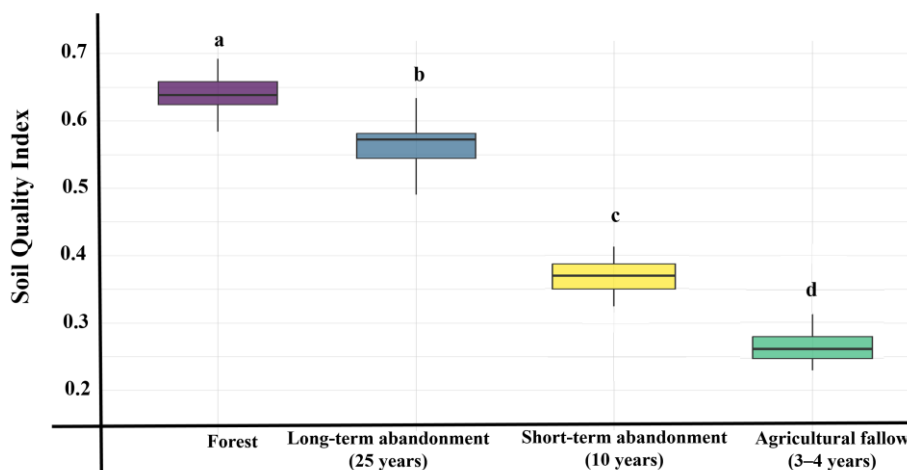


شکل ۳- ماتریس همبستگی بین خصوصیات خاک با شاخص کیفیت خاک

Figure 3. Correlation matrix between soil properties and the Soil Quality Index (SQI)

(۲۵ سال) با وجود بهبود نسبی، هنوز به سطح کیفیت خاک جنگل نرسیده و در مرتبه بعدی قرار گرفت. رهاسازی کوتاهمدت (۱۰ سال) نیز شاخص پایین تری نسبت به رهاسازی بلندمدت داشت، اما همچنان از رهاسازی اخیر (۳-۴ سال) وضعیت بهتری داشت. کمترین شاخص کیفیت خاک مربوط به رهاسازی ۳-۴ سال بود.

نتایج حاصل از مقایسه میانگین شاخص کیفیت خاک در کاربری‌های مختلف (شکل ۴) نشان داد که منطقه یا تیپ مورد مطالعه تأثیر معنی‌داری ($p < 0.05$) بر کیفیت خاک دارد. بالاترین مقدار این شاخص در جنگل ثبت شد که به‌طور معنی‌داری با سایر تیپ‌ها تفاوت داشت ($p < 0.05$) و نشان‌دهنده وضعیت مطلوب اکوسیستم جنگلی است. در ادامه، رهاسازی بلندمدت

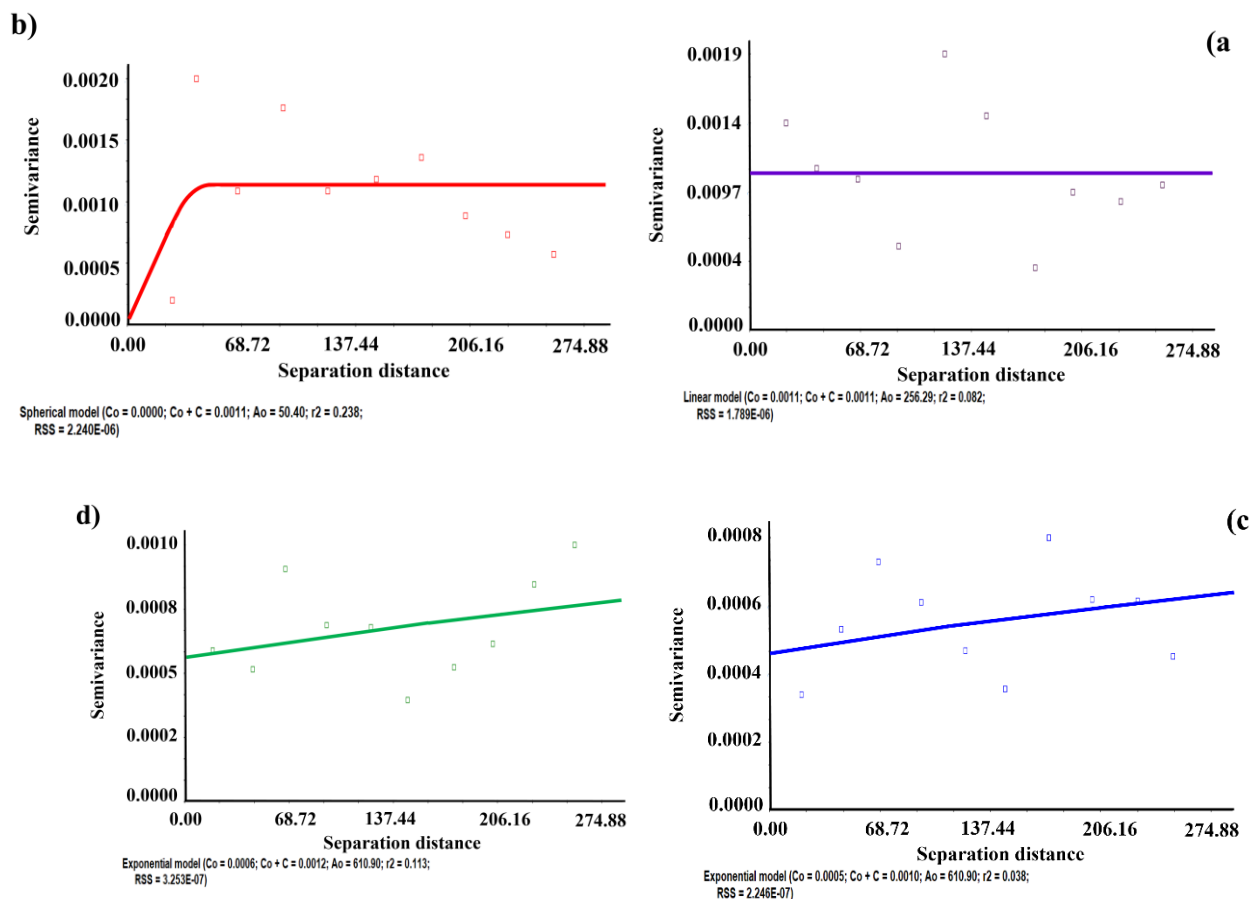


شکل ۴- مقایسه میانگین ($\pm$ اشتباه معیار) میزان شاخص کیفیت خاک در کاربری جنگل، رهاسازی بلندمدت، رهاسازی کوتاهمدت و رهاسازی اخیر (رهاسازی ۳-۴ سال)
حروف ناهمسان در ستون‌ها نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ درصد است.

Figure 4. Comparison of mean Soil Quality Index (SQI) values ($\pm$ standard error) across forest, long-term abandoned, short-term abandoned, and recently abandoned lands (3-4 years). Different letters above the columns indicate significant differences at the 0.05 probability level

رهاسازی بلندمدت و کوتاهمدت مدل نمایی (Exponential) و رهاسازی اخیر مدل کروی (Spherical) به عنوان مناسب‌ترین مدل انتخاب شده است (شکل ۵).

نتایج حاصل از واریوگرام‌های برازش شده در نرم‌افزار GS+ برای مدل‌های مختلف (کروی، نمایی، خطی و گوسین) در داده‌های شاخص کیفیت خاک نشان داد که برای شاخص کیفیت خاک در کاربری جنگل مدل خطی (Linear)،



شکل ۵- واریوگرام برازش شده برای شاخص کیفیت خاک در جنگل (a)، رهاسازی اخیر (b)، رهاسازی کوتاهمدت (c) و رهاسازی بلندمدت (d)

Figure 5. Fitted variograms for the Soil Quality Index in forest (a), recent abandonment (b), short-term abandonment (c), and long-term abandonment (d).

رهاسازی اخیر ($RMSE = 1/57$) کریجینگ معمولی با پایین‌ترین میزان $RMSE$ بهترین روش برای درون‌یابی در این پژوهش می‌باشند. نقشه‌های توزیع کیفیت خاک (شکل ۶) نشان دادند که در اراضی رهاسازی اخیر، لکه‌هایی از کیفیت پایین خاک در بخش‌های مرکزی مشاهده می‌شود. در

نتایج ارزیابی دقت روش‌های مورد بررسی (جدول ۱)، نشان داد که برای شاخص کیفیت خاک در کاربری جنگل ($RMSE = 0/97$) و رهاسازی بلندمدت ($RMSE = 1/01$)، کریجینگ ساده با پایین‌ترین میزان ریشه میانگین مربعات خطا ($RMSE$) و در رهاسازی کوتاهمدت ($RMSE = 1/18$) و

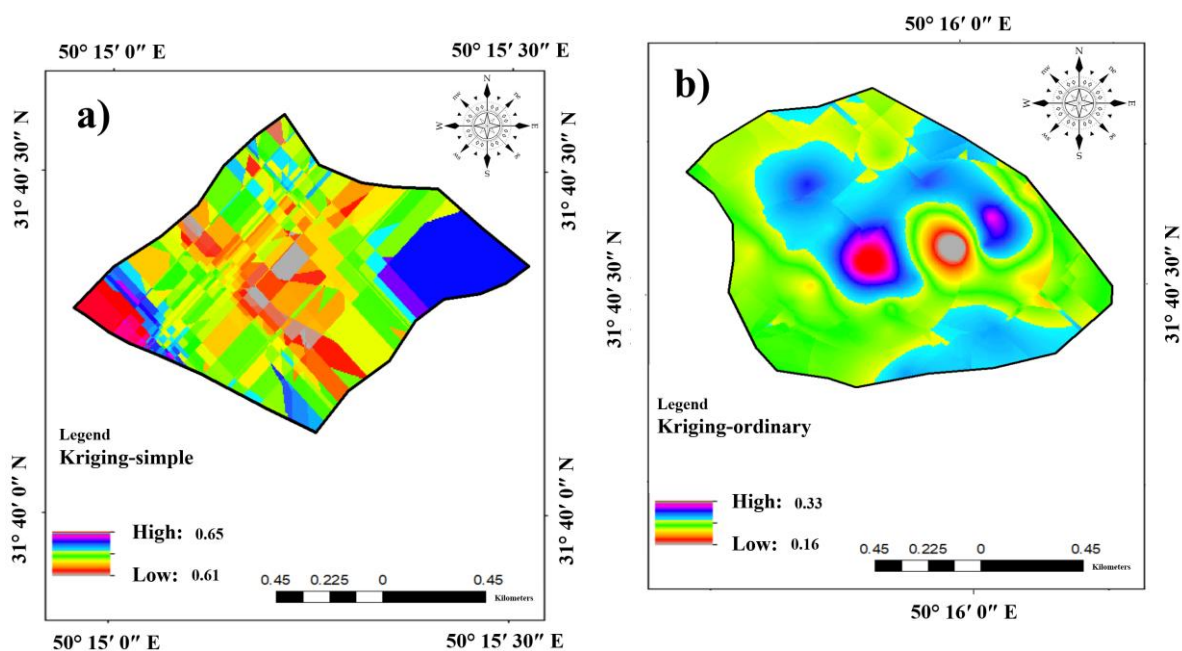
افزایش یافته و نقاط با حداقل کیفیت به صورت پراکنده در بخش‌های شمالی قرار داشتند.

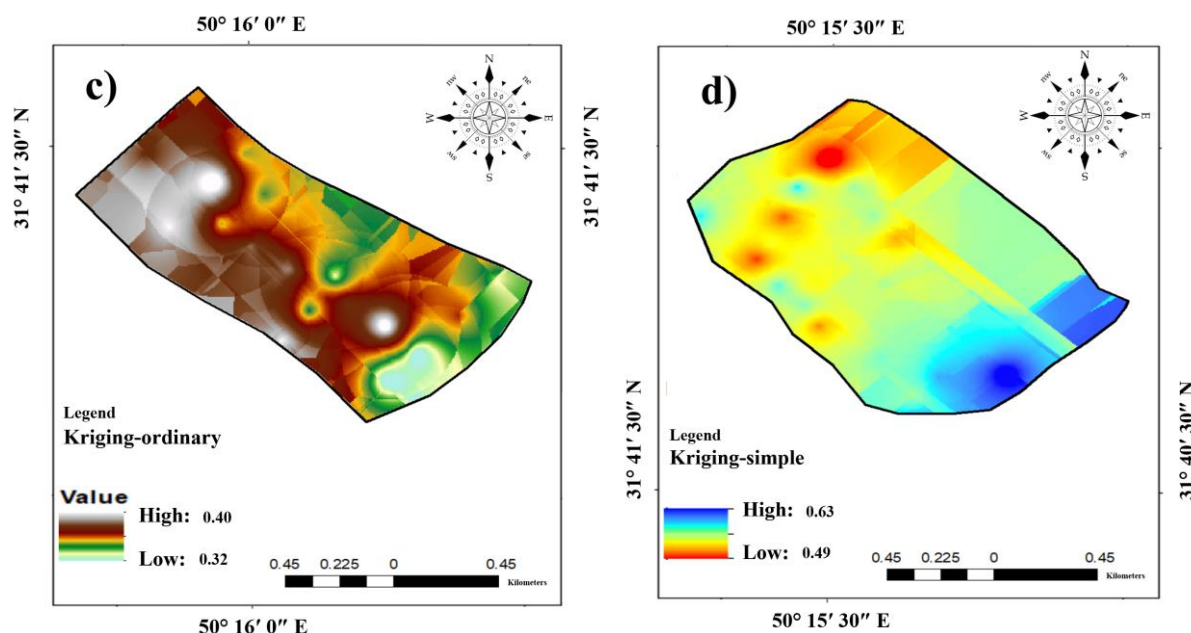
رهاسازی کوتاه‌مدت، کاهش کیفیت خاک از شمال به جنوب و از غرب به شرق قابل مشاهده بود، در حالی که در رهاسازی بلندمدت، کیفیت خاک به طور نسبی از شمال به جنوب

جدول ۱- نتایج صحت‌سنجی سراسری برای روش‌های مختلف درون‌یابی در جنگل، اراضی رهاسازی بلندمدت، رهاسازی کوتاه‌مدت و رهاسازی اخیر

Table 1. Results of overall cross-validation for different interpolation methods in forest, long-term abandonment, short-term abandonment, and recent abandonment.

Land use	Model	RMSE	MSE	ASE	RMS
Forest	Ordinary kriging	1.31	0.17	1.10	0.93
	Simple kriging	0.97	0.06	0.11	0.13
	Universal kriging	1.29	0.13	0.79	1.04
Long-term abandonment (25 years)	Ordinary kriging	1.60	0.20	0.96	1.12
	Simple kriging	1.01	0.11	0.23	0.30
	Universal kriging	1.57	0.18	0.79	1.09
Short-term abandonment (10 years)	Ordinary kriging	1.18	0.29	0.28	0.17
	Simple kriging	2.41	0.37	0.65	0.33
	Universal kriging	1.29	0.33	0.71	0.57
Agricultural fallow (3-4 years)	Ordinary kriging	1.57	0.45	0.83	1.05
	Simple kriging	3.40	0.67	1.58	1.13
	Universal kriging	2.69	0.61	1.33	1.09





شکل ۶- نقشه توزیع شاخص کیفیت خاک به روش کریجینگ در جنگل (a)، اراضی رهاسازی اخیر (b)، رهاسازی کوتاه مدت

(c) و رهاسازی بلندمدت (d)

Figure 6. Spatial distribution maps of the Soil Quality Index (SQI) generated using kriging for forest (a), recently abandoned (b), short-term abandoned (c), and long-term abandoned lands (d).

بحث

دارند. این روابط علمی را می‌توان با عملکرد فیزیولوژیکی و محیط‌زیستی این ویژگی‌ها در خاک توضیح داد. برای نمونه، پتاسیم و فسفر بیشترین همبستگی مثبت را با شاخص کیفیت خاک داشتند. این موضوع می‌تواند ناشی از بازسازی پوشش گیاهی در زمین‌های رهاسازی باشد که با تثبیت خاک و افزایش فعالیت میکروبی، موجب افزایش تجمع عناصر غذایی در لایه سطحی خاک شده است. همچنین، کربن آلی به عنوان شاخصی از فعالیت زیستی و ظرفیت نگهداری آب و مواد غذایی در خاک شناخته می‌شود که نقش مهمی در بهبود سلامت خاک ایفا می‌کند (Emami et al., 2024; Vasu et al., 2024). از سوی دیگر، تخلخل خاک با فراهم‌سازی فضا برای تبادل گازها، نفوذ آب و گسترش ریشه‌ها به ارتقاء کیفیت فیزیکی خاک کمک می‌کند و به همین دلیل با شاخص کیفیت خاک همبستگی مثبت دارد (Choudhury & Mandal, 2021). در مقابل، چگالی ظاهری بالا به معنی فشردگی خاک است که

یافته‌های این پژوهش نشان می‌دهند که کیفیت خاک در جنگل‌های زاگرس و زمین‌های رهاسازی تحت تأثیر همزمان ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و مدت زمان رهاسازی قرار دارد. بررسی ساختار مکانی شاخص کیفیت خاک با استفاده از واریوگرام‌ها و روش‌های کریجینگ نشان داد که ثبات و یکنواختی خاک با افزایش زمان رهاسازی و تثبیت پوشش گیاهی بهبود می‌یابد. این نتایج تأیید می‌کند که فرایند بازسازی خاک پس از رهاسازی، یک مسیر تدریجی و وابسته به عوامل زیست‌محیطی و بیولوژیکی است و تغییرات مکانی شاخص کیفیت خاک را می‌توان با تکنیک‌های زمین‌آمار با دقت مناسب مدل‌سازی کرد. نتایج تحلیل همبستگی نشان داد که ویژگی‌هایی مانند پتاسیم، فسفر، کربن آلی و تخلخل دارای همبستگی مثبت قوی با شاخص کیفیت خاک هستند، در حالی که شن، چگالی ظاهری و هدایت الکتریکی رابطه منفی با آن

باعث کاهش تخلخل و محدودیت در رشد ریشه و تهویه می‌شود و کیفیت خاک را کاهش می‌دهد (Mukherjee & Lal, 2014; Vasu et al., 2016). همچنین مشاهده شد که افزایش هدایت الکتریکی در برخی نقاط با کاهش شاخص کیفیت خاک همراه بود که نشان‌دهنده تأثیر تجمع نمک بر محدود کردن رشد گیاه و کاهش فعالیت میکروبی خاک است (Triantafyllidis et al., 2019). در مورد شن، به دلیل اینکه ذرات شن ظرفیت نگهداری آب و عناصر غذایی پایینی دارند و باعث زهکشی سریع می‌شوند، افزایش میزان شن در خاک معمولاً با کاهش کیفیت کلی خاک همراه است (Shoumik et al., 2024). سیلت نیز تأثیر قابل توجهی بر شاخص کیفیت خاک نشان نداد که نشان می‌دهد نه مانند رس ظرفیت تبادل کاتیونی بالایی دارد و نه مانند شن موجب زهکشی مؤثر می‌شود (Turgut et al., 2021).

بررسی اثر کاربری و مدت زمان رهاسازی زمین بر کیفیت خاک نیز نشان داد که این عوامل بر شاخص کیفیت خاک اثر معنی‌داری داشته‌اند. بالاترین مقدار شاخص کیفیت خاک در توده جنگلی مشاهده شد که می‌تواند به دلیل پایداری اکوسیستم، تنوع و تراکم پوشش گیاهی، فعالیت میکروبی بالا و نقش ریشه‌ها در افزایش کربن آلی و بهبود ویژگی‌های فیزیکی خاک باشد. به عبارتی ریشه‌های عمیق و گسترده گیاهان جنگلی با نفوذ به خاک، تجزیه مواد آلی و کاهش شوری، شرایط بهینه‌ای برای فعالیت میکروبی و ذخیره آب فراهم می‌کنند (Raiesi, & Salek-Gilani, 2020). پوشش گیاهی متراکم در جنگل‌ها نیز موجب بهبود ویژگی‌های فیزیکی خاک مانند پایداری خاکدانه‌ها، ظرفیت نگهداری آب و تهویه مناسب می‌شود که همه این عوامل به بهبود کیفیت خاک منجر می‌شوند. در مقابل، رهاسازی زمین‌های کشاورزی اگرچه منجر به برخی تغییرات شرایط خاک در طول زمان می‌شود، اما این بهبود تدریجی وابسته به مدت زمان رهاسازی است (Lasanta et al., 2020). در سال‌های ابتدایی پس از رهاسازی، داده‌های این مطالعه نشان داد که شاخص کیفیت خاک پایین‌تر است، که حاکی از ناپایداری ساختاری خاک و کمبود مواد آلی می‌باشد (Raiesi &

Salek-Gilani, 2020). در این دوره، فعالیت میکروبی و آنزیمی خاک محدود است و تجزیه مواد آلی به کندی انجام می‌شود، بنابراین ظرفیت خاک برای ذخیره عناصر غذایی و نگهداری آب کاهش یافته و شاخص SQI پایین می‌ماند (Lichner et al., 2023). این شرایط نشان می‌دهد که خاک هنوز اثر تخریب‌های گذشته ناشی از کاربری کشاورزی را تجربه می‌کند و به عنوان مرحله انتقالی بین اکوسیستم‌های کشاورزی و جنگلی در نظر گرفته می‌شود. با گذشت بیش از دو دهه، داده‌های رهاسازی بلندمدت نشان داد که شاخص کیفیت خاک به‌طور قابل توجهی افزایش می‌یابد. تثبیت پوشش گیاهی طبیعی، توسعه شبکه ریشه‌ای و انباشت تدریجی مواد آلی باعث بهبود ویژگی‌های فیزیکی خاک مانند تخلخل و ظرفیت نگهداری آب شده و فعالیت میکروبی و آنزیمی نیز افزایش می‌یابد (Lichner et al., 2023; Raiesi, & Salek-Gilani, 2020). این فرایندها همزمان موجب بهبود چرخه عناصر غذایی و افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک می‌شوند، که با افزایش شاخص SQI مشهود است. بنابراین، نتایج ما تأکید می‌کنند که بازسازی تدریجی خاک نیازمند حداقل دو دهه برای رسیدن به ثبات اکولوژیکی و بهبود قابل توجه کیفیت خاک است و تغییرات شاخص کیفیت خاک در طول زمان، مسیر غیرخطی و وابسته به تثبیت پوشش گیاهی و فعالیت‌های زیستی را نشان می‌دهد.

مطالعات نشان داده‌اند که نوع پوشش گیاهی پس از رهاسازی نیز در بهبود کیفیت خاک نقش تعیین‌کننده‌ای دارد. به‌طور خاص، بازسازی با گونه‌های درختی نسبت به گونه‌های علفی به بهبود بیشتر کیفیت خاک منجر می‌شود، زیرا درختان دارای سیستم ریشه‌ای عمیق‌تر و پایداری هستند که به حفظ ساختار خاک و افزایش ذخیره کربن کمک می‌کنند (Sciubba et al., 2021). این یافته با پژوهش‌هایی در منطقه مدیترانه نیز همخوانی دارد که نشان دادند، بیشترین افزایش در کربن آلی و نیتروژن خاک در مناطقی اتفاق افتاد که پس از رهاسازی، توسط درختچه‌ها یا جنگل‌های بومی اشغال شدند (Gabarron-Galeote et al., 2015). در مواردی مشخص شده که کیفیت خاک در زمین‌های رها شده حتی از

خاک‌های تحت مدیریت ضعیف کشاورزی بالاتر بوده است. به‌طوری‌که در مطالعه‌ای در چین، زمین‌های رها شده و تبدیل شده به پوشش طبیعی نسبت به زمین‌های کشاورزی تحت کشت، سطح بالاتری از کربن آلی، نیتروژن و فعالیت آنزیمی نشان دادند ([Adingo et al., 2021](#)). این موضوع اهمیت مدیریت مناسب در بازسازی اکولوژیکی را برجسته می‌کند، زیرا استقرار و توسعه گونه‌های با پوشش بیشتر و پایدارتر مانند گونه‌های بوته‌ای، درختچه‌ای و درختی، به همراه مدت زمان مناسب رهاسازی، اثر قابل توجهی بر افزایش کیفیت خاک دارد.

تحلیل واریوگرام‌های برازش‌شده نشان داد که ساختار مکانی شاخص کیفیت خاک در انواع کاربری زمین و دوره‌های مختلف رهاسازی به شکل متفاوتی ظاهر می‌شود. در اراضی جنگلی، مدل خطی بهترین تطابق را داشت که نشان می‌دهد تغییرات مکانی شاخص کیفیت خاک یکنواخت و تدریجی است و نوسانهای شدید مکانی وجود ندارد ([Parvizi & Fatehi, 2024](#)). این یافته با طبیعت پایدار جنگل‌های طبیعی همخوانی دارد، جایی که پوشش گیاهی پایدار و فعالیت‌های زیستی منظم، باعث تثبیت خاک و کاهش پراکندگی مقادیر شاخص کیفیت می‌شوند. در رهاسازی‌های بلندمدت و کوتاه‌مدت، مدل نمایی عملکرد بهتری نشان داد، که بیانگر وجود وابستگی مکانی متوسط در فواصل کوتاه و کاهش آن در فواصل طولانی است ([Azuka & Igué, 2020](#)). این الگو نشان می‌دهد که خاک هنوز در حال تثبیت است و فعالیت‌های بیولوژیکی و فیزیکی در سطح محلی پراکنده و نامنظم هستند. در رهاسازی‌های بسیار اخیر (۳-۴ سال)، مدل کروی بهترین تطابق را داشت، که منعکس‌کننده وجود ساختار مکانی قوی در فواصل کوتاه و کاهش سریع وابستگی در فواصل طولانی است. این وضعیت با تغییرات موضعی شدید ناشی از شخم و فشار مکانیکی همخوانی دارد و نشان می‌دهد که فرایند همگن‌سازی طبیعی خاک هنوز آغاز نشده است ([Rosemary et al., 2017](#)). نتایج دقت درون‌یابی نیز نشان داد که در اراضی همگن و پایدار مانند جنگل‌های طبیعی و رهاسازی بلندمدت، کریجینگ ساده عملکرد بهتری دارد

([Özkan et al., 2023](#)). این موضوع احتمالاً به دلیل نزدیک بودن میانگین شاخص کیفیت خاک در فضا به مقدار کلی و نظم نسبی واریانس ساختار مکانی است. در مقابل، در اراضی با تغییرات مکانی نامنظم و گذرا مانند رهاسازی کوتاه‌مدت و رهاسازی اخیر، کریجینگ معمولی انتخاب بهتری است، زیرا میانگین محلی به‌صورت داده‌محور و نه ثابت برآورد می‌شود ([Li, 2010; Sanad et al., 2024](#)). این تفاوت‌ها تأکید می‌کنند که ساختار مکانی داده‌ها و درجه همگنی منطقه باید معیار اصلی انتخاب روش درون‌یابی باشد و نشان می‌دهند که استفاده از یک روش واحد برای تمام انواع کاربری و دوره‌های رهاسازی می‌تواند منجر به نتایج نادرست یا کاهش دقت نقشه‌های کیفیت خاک شود ([Taghipour et al., 2022](#); [Yang et al., 2015](#)). به‌طورکلی، تغییر مدل‌های واریوگرام از کروی به نمایی و بعد خطی با افزایش مدت زمان رهاسازی، منعکس‌کننده روند تدریجی تثبیت خاک و همگنی بیشتر ساختار مکانی است و اهمیت تحلیل ژئواستاتیکی در درک فرایند بازسازی خاک و انتخاب روش مناسب درون‌یابی را نشان می‌دهد.

به‌طورکلی نتایج این پژوهش نشان داد که نوع کاربری زمین و مدت زمان رهاسازی نقش تعیین‌کننده‌ای در کیفیت خاک (SQI) دارند. جنگل‌های طبیعی به دلیل پایداری اکوسیستم، تراکم پوشش گیاهی و فعالیت میکروبی بالاتر، بالاترین شاخص کیفیت خاک را از خود نشان دادند، در حالی که اراضی رهاسازی اخیر به دلیل تخریب ساختاری و کمبود مواد آلی، پایین‌ترین کیفیت را داشتند. بررسی مدل‌های واریوگرام نیز نشان داد که ساختار مکانی خاک با زمان رهاسازی تغییر می‌کند؛ مدل کروی برای اراضی تازه رهاشده، مدل نمایی برای رهاسازی‌های میان‌مدت و بلندمدت و مدل خطی برای جنگل طبیعی بهترین تطابق را نشان دادند. این تغییر الگوها بیانگر تحول تدریجی از خاک ناپایدار و ناهمگن به خاک پایدار و همگن است و اهمیت زمان‌توالی در فرایند بازسازی خاک را برجسته می‌کند. علاوه بر این، ارزیابی روش‌های درون‌یابی نشان داد که انتخاب تکنیک مناسب کریجینگ با توجه به همگنی و ناهمگنی مکانی داده‌ها نقش

روش درون‌یابی مناسب می‌تواند به بهبود برنامه‌های حفاظتی و احیایی کمک کند. محدودیت اصلی مطالعه، تمرکز تنها بر لایه سطحی خاک و نبود داده‌های عمقی بلندمدت بود که در تحقیقات آینده می‌توان با گسترش بازه زمانی، تنوع اقلیمی و بررسی فرایندهای زیستی خاک، دقت و جامعیت ارزیابی‌ها را افزایش داد.

مهمی در دقت نقشه‌برداری مکانی دارد؛ کریجینگ ساده برای مناطق همگن و بلندمدت و کریجینگ معمولی برای مناطق ناهمگن و تازه رهاسده مناسب‌تر است. این نتایج بر اهمیت استفاده از نقشه‌های شاخص کیفیت خاک به عنوان ابزار تصمیم‌گیری مدیریتی و برنامه‌ریزی حفاظت و احیای منابع طبیعی تأکید می‌کنند. در نهایت، یافته‌های این پژوهش نشان می‌دهد که رهاسازی بلندمدت اراضی کشاورزی حداقل به مدت ۲۵ سال برای بازگرداندن کیفیت خاک به سطح مطلوب ضروری است و استفاده از نقشه‌های SQI همراه با انتخاب

References

- Adingo, S., Yu, J. R., Xuelu, L., Jing, S., Li, X. and Xiaoning, Z., 2021. Land-use change influence soil quality parameters at an ecologically fragile area of YongDeng County of Gansu Province, China. *PeerJ*, 9, e12246. <https://doi.org/10.7717/peerj.12246>
- Ai, C., Zhang, S., Zhang, X., Guo, D., Zhou, W. and Huang, S., 2018. Distinct responses of soil bacterial and fungal communities to changes in fertilization regime and crop rotation. *Geoderma*, 319: 156-166. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.01.010>
- Akmal, K., 2023. The role of Geographic Information Systems (GIS) in location-based decision making. *Journal Informatic, Education and Management*, 5(1): 26-30. <https://doi.org/10.61992/jiem.v5i1.73>
- Alef, K. and Nannipieri, P. eds., 1995. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry* (pp. xix+-576).
- Andrews, S.S., Karlen, D.L. and Cambardella, C.A., 2004. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal*, 68(6): 1945-1962.
- Anderson, J.M. and Ingram, J.S., 1994. Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. *Soil Science*, 157(4): 265p.
- Anderson, J.P. and Domsch, K.H., 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil biology and biochemistry*, 10(3): 215-221.
- Azuka, C.V. and Igué, A.M., 2020. Spatial variability of soil properties under different land uses in the Koupendri catchment, Benin. *Spanish Journal of Soil Science*, 10(1): 42-58. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2020.V10.N1.04>
- Beygi Heidarlou, H., Banj Shafiei, A., Erfanian, M., Tayyebi, A. and Alijanpour, A., 2021. Land cover changes in Northern Zagros forests (NW Iran) before and during implementation of energy policies. *Journal of Sustainable Forestry*, 40(3): 234-248.
- Bouyoucos, G.J., 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils 1. *Agronomy journal*, 54(5): 464-465.
- Bremner, J.M. and Mulvaney, C.S., 1982. Nitrogen—total. *Methods of soil analysis: part 2 chemical and microbiological properties*, 9: 595-624.
- Carnicelli, S., Chelli, S., Cecchini, G., Ciampalini, R., Campetella, G. and Andreetta, A., 2025. 30 years of forest soil monitoring: results from the Italian ICP-Forests network. *Forests*, 16(2), Article 231. <https://doi.org/10.3390/f16020231>
- Choudhury, B. and Mandal, S., 2021. Indexing soil properties through constructing minimum datasets for soil quality assessment of surface and profile soils of intermontane valley (Barak, North East India). *Ecological Indicators*, 123: 107369. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107369>
- Dindaroğlu, T., 2014. The use of the GIS Kriging technique to determine the spatial changes of natural radionuclide concentrations in soil and forest cover. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12: 1-11.
- Emami, N., Chavoshi, E., Ayoubi, S., Honarjoo, N. and Zeraatpisheh, M., 2024. Comprehensive assessment of soil quality in various land uses: a comparative analysis of soil quality index models. *Environmental Earth Sciences*, 83(17). <https://doi.org/10.1007/s12665-024-11789-7>
- Gabarron-Galeote, M. A., Trigalet, S. and Wesemael, B., 2015. Effect of land abandonment on soil organic carbon fractions along a Mediterranean precipitation gradient. *Geoderma*, 249: 69-78. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.007>
- Ghaisvandi, A., 2013. GIS in natural studies. *Scientific-Research Quarterly of Geographical Data (Sepehr)*, 22(85): 98-101. <https://doi.org/20.1001.1.25883860.1392.22.851.14.3>
- Hajabbasi, M., Jalalian, A. and Karimzadeh, H., 2004. Deforestation effects on soil physical and chemical properties, Lordegan, Iran. *Plant and Soil*,

- 190(2): 301-308.
<https://doi.org/10.1023/A:1004243702208>
- Heidarlou, H. B., Shafiei, A. B., Erfanian, M., Tayyebi, A. and Alijanpour, A., 2019. Effects of preservation policy on land use changes in Iranian Northern Zagros forests. *Land Use Policy*, 81: 76-90.
- Heydari, M., Eslaminejad, P., Kakhki, F. V., Mirab-Balou, M., Omidipour, R., Prévosto, B., Kooch, Y. and Lucas-Borja, M. E., 2020. Soil quality and mesofauna diversity relationship are modulated by woody species and seasonality in semiarid oak forest. *Forest Ecology and Management*, 473: 118332.
- Huang, L., Zhao, P. and Wang, R., 2023. Variogram modeling and kriging interpolation for soil characteristics in forested landscapes. *Geoderma*, 432: 117214.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.117214>
- Jafari, A. and Shojaeifard, A., 2021. Ecological capability assessment and sustainable livelihood strategies in the Zagros region with emphasis on legal and environmental aspects (Case study: Dena watershed). *Journal of Human Settlements Planning Studies*, 16(4): 935-950.
- Jagadesh, M., Selvi, D. and Thiyageshwari, S., 2024. Exploring the impact of land use change on soil quality under different ecosystems – a case study in the Nilgiri Hill region of Western Ghats global biodiversity hotspot. *Environment, Development and Sustainability*. <https://doi.org/10.1007/s10668-024-04958-y>
- Kalra, Y.P. and Maynard, D.G., 1991. *Methods manual for forest soil and plant analysis* (Vol. 319).
- Khan, M., Almazah, M. M. A., Elahi, A., Niaz, R., Al-Rezami, A. Y. and Zaman, B., 2023. Spatial interpolation of water quality index based on Ordinary Kriging and Universal Kriging. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 14(1): 2190853.
<https://doi.org/10.1080/19475705.2023.2190853>
- Kosanin, O., Markić, Z. G., Ljubičić, J. and Nešić, M., 2023. The importance of forests in the environment. <https://doi.org/10.7251/eoru2309579k>
- Kooch, Y., Ehsani, S. and Akbarinia, M., 2019. Stoichiometry of microbial indicators shows clearly more soil responses to land cover changes than absolute microbial activities. *Ecological Engineering*, 131: 99-106.
- Lasanta, T., Sánchez-Navarrete, P., Medrano-Moreno, L. M., Khorchani, M. and Nadal-Romero, E., 2020. Soil quality and soil organic carbon storage in abandoned agricultural lands: Effects of revegetation processes in a Mediterranean mid-mountain area. *Land Degradation and Development*, 31(20): 2830-2845. <https://doi.org/10.1002/ldr.3655>
- Laun, S., Rösch, N., Breunig, M. and Doori, M. A., 2016. Implementation of kriging methods in mobile GIS to estimate damage to buildings in crisis scenarios. *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 41: 211-216.
<https://doi.org/10.5194/isprs-archives-xli-b2-211-2016>
- Leul, Y., Assen, M. A., Damene, S. and Legass, A., 2023. Effects of land use types on soil quality dynamics in a tropical sub-humid ecosystem, western Ethiopia. *Ecological Indicators*.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110024>
- Li, Y., 2010. Can the spatial prediction of soil organic matter contents at various sampling scales be improved by using regression kriging with auxiliary information. *Geoderma*, 159: 63-75.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.06.017>
- Lichner, L., Šurda, P., Toková, L., Hološ, S., Kollár, J. and Igaz, D., 2023. Impact of duration of land abandonment on soil properties. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 71(2): 148-155.
<https://doi.org/10.2478/johh-2023-0011>
- Mohammadi Samani, K., Pordel, N., Hosseini, V. and Shakeri, Z., 2018. Effect of land-use changes on chemical and physical properties of soil in western Iran (Zagros oak forests). *Journal of Forestry Research*, 31(2): 637-647.
<https://doi.org/10.1007/s11676-018-0799-y>
- Mukherjee, A. and Lal, R., 2014. Comparison of soil quality index using three methods. *PLoS ONE*, 9.
- Nabiollahi, K., Taghizadeh-Mehrjardi, R., Kerry, R. and Moradian, S., 2017. Assessment of soil quality indices for salt-affected agricultural land in Kurdistan Province, Iran. *Ecological Indicators*, 83: 482-494.
- Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe, F. S., & Dean, L. A. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA Circular*, 939: 1-19.
- Oppong Sarkodie, V. Y., Vašát, R., Němeček, K., Šrámek, V., Fadrhonsová, V., Neudertová Hellebrandová, K., Borůvka, L. and Pavlů, L., 2024. Spatial distribution of forest soil base elements (Ca, Mg and K): a regression kriging prediction for Czechia. *Forests*, 15(7): 1123.
- Özkan, B., Dengiz, O., Alaboz, P. and Kaya, N. S., 2023. A new hybrid approach to assessing soil quality using neutrosophic fuzzy-AHP and support vector machine algorithm in sub-humid ecosystem. *Journal of Mountain Science*, 20: 3186-3202.
<https://doi.org/10.1007/s11629-022-7749-z>
- Parvizi, Y. and Fatehi, S., 2024. Modeling and digital mapping of soil quality indicators in different land uses (a case study: Ravansar-Sanjabi Plain, Kermanshah). *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(2): 184.
<https://doi.org/10.1007/s10661-024-12349-z>
- Pordel, N., Hosseinzadeh, J., Heydari, M. and Omidipour, R., 2025. Spatial relationships between

- soil quality and site quality in the Zagros forests: From statistical analysis to spatial prediction. *Journal of Soil and Water Science*, 39(4): 361-379. <https://doi.org/10.22067/jsw.2025.93867.1484>
- Raiesi, F. and Salek-Gilani, S., 2020. Development of a soil quality index for characterizing effects of land-use changes on degradation and ecological restoration of rangeland soils in a semi-arid ecosystem. *Land Degradation and Development*, 31: 1533-1544. <https://doi.org/10.1002/ldr.3553>
- Ramachandra, T. V., Negi, P., Mondal, T. and Ahmed, S. A., 2025. Insights into the linkages of forest structure dynamics with ecosystem services. *Scientific Reports*, 15(1): 15606.
- Rasouli-Sadaghiani, M., Barin, M., Moghaddam, S. S., Damalas, C. and Ghodrati, K., 2018. Soil quality of an Iranian forest ecosystem after conversion to various types of land use. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(9): 1-9. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6815-z>
- Rebholz, B. and Almekkawy, M., 2020. Efficacy of Kriging interpolation in ultrasound imaging: Subsample displacement estimation. *Annual International Conference of the IEEE Engineering in Medicine and Biology Society*, 2137-2141. <https://doi.org/10.1109/EMBC44109.2020.9175457>
- Rosemary, F., Vitharana, U., Indraratne, S., Weerasooriya, R. and Mishra, U., 2017. Exploring the spatial variability of soil properties in an Alfisol soil catena. *Catena*, 150: 53-61. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.10.017>
- Sagheb Talebi, K., Sajedi, T. and Pourhashemi, M., 2014. *Forests of Iran: a treasure from the past, a hope for the future* (No. 15325). Springer Netherlands.
- Sanad, H., Moussadek, R., Mouhir, L., Oued Lhaj, M., Dakak, H., El Azhari, H., Yachou, H., Ghanimi, A. and Zouahri, A., 2024. Assessment of soil spatial variability in agricultural ecosystems using multivariate analysis, soil quality index (SQI), and geostatistical approach: a case study of the Mnasra region, Gharb Plain, Morocco. *Agronomy*. <https://doi.org/10.3390/agronomy14061112>
- Sciubba, L., Mazzon, M., Cavani, L., Baldi, E., Toselli, M., Ciavatta, C. and Marzadori, C., 2021. Soil response to agricultural land abandonment: a case study of a vineyard in Northern Italy. *Agronomy*, 11(9): 1841. <https://doi.org/10.3390/agronomy11091841>
- Shabani, A., Matinfar, H. and Arkhi, S., 2011. Modeling rainfall erosivity factor using geostatistical methods (Case study: Ilam dam watershed). *Journal of GIS and Remote Sensing*, 2(2).
- Shahab, H., Emami, H., Haghnia, G. H. and Karimi, A., 2013. Pore size distribution as a soil physical quality index for agricultural and pasture soils in northeastern Iran. *Pedosphere*, 23(3): 312-320.
- Shao, G., Ai, J., Sun, Q., Hou, L. and Dong, Y., 2020. Soil quality assessment under different forest types in the Mount Tai, central Eastern China. *Ecological Indicators*, 115: 106439. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106439>
- Shiravand, H. and Hosseini, S. A., 2020. A new evaluation of the influence of climate change on Zagros oak forest dieback in Iran. *Theoretical and Applied Climatology*, 141: 685-697.
- Shoumik, B.A.A., Błońska, E. and Lasota, J., 2024. Soil quality index according to diverse land use systems across Europe. *Land Degradation & Development*, 36(5): 1467-1482. <https://doi.org/10.1002/ldr.5438>
- Stateczny, A. and Włodarczyk-Sielicka, M., 2012. Test results of bathymetric data processing obtained by swath sounder GS+. *Zeszyty Naukowe Akademii Marynarki Wojennej*, 53(4): 105-118.
- Sumner, M.E. and Miller, W.P., 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficients. *Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods*, 5: 1201-1229.
- Taghipour, K., Heydari, M., Kooch, Y., Fathizad, H., Heung, B. and Taghizadeh-Mehrjardi, R., 2022. Assessing changes in soil quality between protected and degraded forests using digital soil mapping for semiarid oak forests, Iran. *Catena*, 213: 106204. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106204>
- Triantafyllidis, V., Kontogeorgos, A., Kosma, C. and Patakas, A., 2019. An assessment of the soil quality index in a Mediterranean agro ecosystem. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, 30(12): 1042-1050. <https://doi.org/10.9755/ejfa.2018.v30.i12.1886>
- Turgut, B., Ateş, M. and Akıncı, H., 2021. Determining the soil quality index in the Batumi Delta, Georgia. *Agrociencia*, 55: 1-18.
- Vasu, D., Singh, S., Ray, S., Duraisami, V. P., Tiwary, P., Chandran, P., Nimkar, A. M. and Anantwar, S. G., 2016. Soil quality index (SQI) as a tool to evaluate crop productivity in semi-arid Deccan plateau, India. *Geoderma*, 282: 70-79. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.07.010>
- Vasu, D., Tiwary, P. and Chandran, P., 2024. A novel and comprehensive soil quality index integrating soil morphological, physical, chemical, and biological properties. *Soil and Tillage Research*, 244. <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106246>
- Walkley, A. and Black, I.A., 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(1): pp.29-38.
- Wilpert, K., 2022. Forest soils—What's their peculiarity? *Soil Systems*, 6(1): 5. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6010005>
- Woloszczyk, P., Fiencke, C., Elsner, D. C.,

Cordsen, E. and Pfeiffer, E. M., 2020. Spatial and temporal patterns in soil organic carbon, microbial biomass and activity under different land-use types in a long-term soil-monitoring network. *Pedobiologia*, 80: 150642.

– Yang, K., Diao, M., Zhu, J., Lu, D. and Zhang, W., 2022. A global meta-analysis of indicators for assessing forest soil quality through comparison

between paired plantations versus natural forests. *Land Degradation and Development*, 33(15): 3603-3616. <https://doi.org/10.1002/ldr.4411>

– Yang, S., Zhang, H., Guo, L. and Ren, Y., 2015. Spatial interpolation of soil organic matter using regression kriging and geographically weighted regression kriging. *Journal of Applied Ecology*, 26(6): 1649-1656.