



Gorgan University of Agricultural
Sciences and Natural Resources



(OPEN ACCESS)

The effect of conservation practices on soil resistance and resilience indices under the influence of copper pollution stress

Amir Ranjbar¹, Farshad Kiani^{*2}, Mojtaba Barani Motlagh³, Elham Malekzadeh⁴

1. Ph.D. Student of Soil Resource Management, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran. E-mail: ahoura.ar@gmail.com
2. Corresponding Author, Associate Prof., Dept. of Soil Science and Engineering, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran. E-mail: kiani@gau.ac.ir
3. Associate Prof., Dept. of Soil Science and Engineering, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran. E-mail: mbarani@gau.ac.ir
4. Assistant Prof., Dept. of Soil Science and Engineering, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran. E-mail: emalekzadeh@gau.ac.ir

Article Info

Article type:
Full Length Research Paper

Article history:
Received: 03.03.2025
Revised: 08.16.2025
Accepted: 08.31.2025

Keywords:
Land use,
Pollution stress,
Soil resilience,
Soil resistance,
Sustainable management

ABSTRACT

Background and Objectives: Due to the high degree of soil degradation in Iran and the need to find efficient methods to improve soil quality, numerous conservation measures are being implemented across watersheds. Since conservation projects are time-consuming and costly, it is necessary to evaluate the efficiency of the implemented projects. Conservation measures can have varying effects on soil stability and resilience to various stresses, depending on soil and vegetation characteristics. The aim of this study is to investigate the effects of different conservation measures in the Gorganrood basin in Golestan Province on soil resilience to pollution stress and to conduct a case study of copper.

Materials and Methods: This study was conducted as a factorial experiment in a completely randomized design with two recovery-time factors (7 and 28 days) and 8 land-management types (forest, terraced, planted, pasture, agriculture, burned forest, protected agricultural land, and conventional agriculture). The soil samples were taken from a depth of 0 to 20 cm. To achieve copper loading, a concentration of 200 mg copper per kg of dry soil was used, derived from the copper (II) sulfate pentahydrate salt source. Soil resistance and loading indices were assessed using the Orwin and Wardel model, based on chemical properties (pH, EC, organic carbon, total nitrogen, and cation-exchange capacity) and biological indices (microbial respiration and microbial biomass carbon). Soil properties were determined with DTPA.

Results: Soil properties exhibited varying degrees of reversibility during the study periods following pollution stress. This rate was significantly affected by the type of conservation practices and the duration of the stress. Natural land uses such as forests and pastures were more resistant and resilient to this stress, whereas degraded land uses such as burned forests and terraced land showed greater vulnerability. The conversion of

forest lands to agriculture has significantly decreased soil resistance and resilience indices. In the resistance index, the amount of organic carbon decreased from 0.92 in the forest to 0.46 in the agricultural area of the Chardeh region and 0.48 in the agricultural area of the Chehel-chai basin, which represents a decrease of 50 and 48%, respectively. Also, the soil microbial biomass, which was 0.70 in the forest, reached 0.48 in the agricultural area of the Chehel-chai basin, which is equivalent to a decrease of 31%. Microbial respiration also decreased from 0.74 in the forest to 0.50 in the agricultural area of Chehel-chai basin, a decrease of 32%. However, with the application of conservation agriculture, the amounts of organic carbon, soil microbial biomass, and microbial respiration increased to 0.82, 0.54, and 0.53, respectively, representing improvements of 78, 12.5, and 6% compared to the agricultural area of the Chehel-chai basin. In the resilience index, on the seventh day after pollution stress, organic carbon decreased from 0.272 in the forest to 0.179 in the agricultural area of the Chehel-chai basin, a decrease of 34%. Total nitrogen also decreased from 0.402 in the forest to 0.116 in the agricultural area of Chehel-chai basin, which shows a decrease of 72%. However, on day 28, conservation agriculture practices increased cation exchange capacity from 0.133 in the fourteenth agricultural area to 0.583 and microbial biomass from 0.114 to 0.661, representing increases of 338% and 480%, respectively.

Conclusion: Based on the findings of the paper, degraded land uses such as burnt forests and traditional agriculture are more vulnerable due to reduced organic matter, weaker biological activity, and lower capacity to retain nutrients. Over time (day 28), resilience indices for some land uses have improved, but conservation agriculture and terracing still outperform traditional agriculture. In the meantime, conservation agriculture is superior to other conservation methods, as evidenced by the gradual increase in key indices such as cation-exchange capacity and microbial activity on day 28, and is introduced as a suitable conservation management method for improving soil resistance and resilience to copper pollution. Therefore, implementing conservation management, biological restoration, and the use of organic amendments are essential to increase soil resilience in degraded areas.

Cite this article: Ranjbar, Amir, Kiani, Farshad, Barani Motlagh, Mojtaba, Malekzadeh, Elham. 2026. The effect of conservation practices on soil resistance and resilience indices under the influence of copper pollution stress. *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 16 (1), 39-65.



© The Author(s).

DOI: 10.22069/ejsms.2026.23392.2182

Publisher: Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

تأثیر عملیات حفاظتی بر مقادیر شاخص‌های مقاومت و تاب‌آوری خاک تحت اثر تنش آلاینده‌گی با مس

امیر رنجبر^۱، فرشاد کیانی^{۲*}، مجتبی بارانی مطلق^۳، الهام ملک‌زاده^۴

۱. دانشجوی دکتری مدیریت منابع خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران. رایانامه: ahoura.ar@gmail.com

۲. نویسنده مسئول، دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران.

رایانامه: kiani@gau.ac.ir

۳. دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران. رایانامه: mbarani@gau.ac.ir

۴. استادیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران. رایانامه: emalekzadeh@gau.ac.ir

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله کامل علمی- پژوهشی	سابقه و هدف: با توجه به میزان بالای تخریب خاک در کشور و لزوم یافتن روش‌های کارآمد جهت بهبود کیفیت خاک، عملیات حفاظتی متنوع و متعددی در حوضه‌های آبخیز صورت می‌گیرد. از آنجایی‌که انجام پروژه‌های حفاظتی زمانبر و همراه با هزینه‌های زیادی است، ارزیابی کارایی پروژه‌های انجام شده ضرورت دارد. عملیات‌های حفاظتی می‌توانند به‌واسطه تفاوت در ویژگی‌های خاک و پوشش گیاهی، تأثیرات متفاوتی بر پایداری و تاب‌آوری خاک در برابر تنش‌های مختلف داشته باشند. هدف از این پژوهش، بررسی تأثیر عملیات حفاظتی مختلف در حوضه گرگانرود استان گلستان بر تاب‌آوری خاک در مقابل تنش آلاینده‌گی و مطالعه موردی در مورد فلز مس می‌باشد.
واژه‌های کلیدی: تاب‌آوری خاک، تنش آلودگی، کاربری زمین، مدیریت پایدار، مقاومت خاک	مواد و روش‌ها: این پژوهش به‌صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با دو عامل زمان بازیابی (۷ و ۲۸ روز) و در هشت مدیریت اراضی (جنگل، تراس‌بندی شده، نهال‌کاری‌شده، مرتع‌کاری، کشاورزی، جنگل سوخته، زمین کشاورزی حفاظتی و کشاورزی مرسوم) انجام شد. نمونه‌برداری خاک از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری و به‌منظور اعمال تنش آلودگی مس، از غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم مس به ازای هر کیلوگرم خاک خشک از منبع نمک پتتا هیدرات سولفات مس (II) استفاده گردید. شاخص‌های مقاومت و تاب‌آوری خاک با استفاده از مدل اوروین و واردل از طریق ویژگی‌های شیمیایی (pH، EC، کربن آلی، نیتروژن کل و ظرفیت تبادل کاتیونی) و شاخص‌های زیستی (تنفس میکروبی و کربن بیوماس میکروبی) ارزیابی شدند.

یافته‌ها: نتایج نشان داد در مدت زمان‌های مطالعه شده پس از تنش آلودگی، ویژگی‌های خاک به نسبت‌های متفاوتی از برگشت‌پذیری دست یافته‌اند. این نسبت به‌طور قابل‌توجهی تحت‌تأثیر نوع عملیات حفاظتی و مدت زمان تنش قرار دارد. کاربری‌های طبیعی مانند جنگل‌ها و مراتع مقاومت و تاب‌آوری بیشتری در برابر این تنش داشتند، در حالی‌که کاربری‌های تخریب‌شده مانند جنگل سوخته و تراس‌بندی آسیب‌پذیری بیشتری را نشان دادند. تبدیل اراضی جنگلی به کشاورزی موجب کاهش قابل‌توجهی در شاخص‌های مقاومت و تاب‌آوری خاک شده است. در شاخص مقاومت، مقدار کربن آلی از ۰/۹۲ در جنگل به ۰/۴۶ در کشاورزی منطقه چهارده و ۰/۴۸ در کشاورزی منطقه چهل‌چای کاهش یافته که به‌ترتیب کاهش ۵۰ و ۴۸ درصدی را نشان می‌دهد. همچنین، بیوماس میکروبی خاک که در جنگل ۰/۷۰ بود، در کشاورزی منطقه چهل‌چای به ۰/۴۸ رسید که معادل ۳۱ درصد کاهش است. تنفس میکروبی نیز از ۰/۷۴ در جنگل به ۰/۵۰ در کشاورزی منطقه چهل‌چای کاهش یافته و ۳۲ درصد افت داشته است. اما با اعمال کشاورزی حفاظتی، مقدار کربن آلی به ۰/۸۲، بیوماس میکروبی خاک به ۰/۵۴ و تنفس میکروبی به ۰/۵۳ افزایش یافته است، که به‌ترتیب افزایش ۷۸، ۱۲/۵ و ۶ درصدی را نسبت به کشاورزی منطقه چهل‌چای نشان می‌دهد. در شاخص تاب‌آوری نیز در روز هفتم پس از تنش آلودگی، کربن آلی از ۰/۲۷۲ در جنگل به ۰/۱۷۹ در کشاورزی منطقه چهل‌چای کاهش یافته که معادل کاهش ۳۴ درصدی است. نیتروژن کل نیز از ۰/۴۰۲ در جنگل به ۰/۱۱۶ در کشاورزی منطقه چهل‌چای رسیده که ۷۲ درصد کاهش نشان می‌دهد. با این‌حال، در روز ۲۸، اعمال کشاورزی حفاظتی موجب افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی از ۰/۱۳۳ در کشاورزی منطقه چهارده به ۰/۵۸۳ و بیوماس میکروبی از ۰/۱۱۴ به ۰/۶۶۱ شده است که به ترتیب افزایش ۳۳۸ و ۴۸۰ درصدی را نشان می‌دهد.

نتیجه‌گیری: براساس یافته‌های مقاله، کاربری‌های تخریب‌شده مانند جنگل سوخته و کشاورزی سنتی، به‌دلیل کاهش مواد آلی، فعالیت زیستی ضعیف‌تر و ظرفیت کم‌تری در نگهداری عناصر غذایی، آسیب‌پذیری بیشتری داشته‌اند. با گذشت زمان (روز ۲۸)، شاخص‌های تاب‌آوری در برخی کاربری‌ها بهبود یافته، اما همچنان کشاورزی حفاظتی و تراس‌بندی در مقایسه با کشاورزی سنتی عملکرد بهتری دارند. در این میان، کشاورزی حفاظتی به دلیل افزایش تدریجی شاخص‌های کلیدی از جمله ظرفیت تبادل کاتیونی و فعالیت میکروبی در روز ۲۸، نسبت به سایر روش‌های حفاظتی برتری داشته و به‌عنوان بهترین شیوه مدیریت حفاظتی در بهبود مقاومت و تاب‌آوری خاک در برابر آلودگی مس معرفی می‌شود. بنابراین، اجرای مدیریت حفاظتی، بازسازی زیستی و استفاده از اصلاح‌کننده‌های آلی برای افزایش تاب‌آوری خاک در مناطق تخریب‌شده ضروری است.

استناد: رنجبر، امیر، کیانی، فرشاد، بارانی‌مطلق، مجتبی، ملک‌زاده، الهام (۱۴۰۵). تأثیر عملیات حفاظتی بر مقادیر شاخص‌های مقاومت و تاب‌آوری خاک تحت اثر تنش آلاینده‌گی با مس. نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار، ۱۶ (۱)، ۶۵-۳۹.

DOI: 10.22069/ejsms.2026.23392.2182



© نویسندگان

ناشر: دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

تاب‌آوری خاک، به معنای توانایی آن در حفظ ساختار و عملکرد اولیه در مواجهه با تنش‌های محیطی و مکانیکی، یکی از مفاهیم کلیدی در مدیریت پایدار خاک است (۱، ۲). همه خاک‌ها کم و بیش قادر به تاب‌آوری و بازیابی خود در برابر تنش‌های طبیعی یا انسانی وارده هستند (۳، ۴). با این حال، توانایی خاک برای بازیابی تا حد زیادی به ساختار آن و شیوه‌های مدیریتی اعمال شده و هم‌چنین مدت زمان تنش بستگی دارد. مطالعه تاب‌آوری و مقاومت خاک از جنبه‌های مختلف زیست‌محیطی، کشاورزی، و مدیریت پایدار منابع طبیعی مزایای متعددی دارد (۵). یکی از مهم‌ترین مزایا، افزایش آگاهی از پایداری اکوسیستم خاک است، زیرا این مطالعات نشان می‌دهند که خاک تا چه اندازه می‌تواند در برابر تنش‌های زیستی و غیرزیستی مقاومت کند و پس از تخریب به وضعیت اولیه بازگردد (۶).

بر اساس نظر لال (۱۹۹۴) عوامل مؤثر بر تاب‌آوری خاک را می‌توان به دو گروه عوامل درونی و بیرونی تقسیم‌بندی کرد. گروه اول مربوط به ویژگی‌های ذاتی خاک (مانند مقدار مواد آلی، بافت و ساختمان خاک) و اقلیم (چرخه‌های تر/خشک) است و گروه دوم مربوط به کاربری زمین، مدیریت زراعی و فعالیت‌های انسانی است. فرآیندهای مؤثر بر میزان و سرعت بازیابی خاک شامل مکانیسم‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی است (۷).

برای تعیین مکانیسم‌های بازیابی و شاخص‌های ارزیابی، می‌توان آزمایشاتی را جهت اندازه‌گیری مجموعه‌ای از عملکردهای خاک انجام داد، به این صورت که سیستم خاک دچار تنش شده و میزان تغییرات در پایان تنش و بعد از زمان‌های بازیابی مشخص، اندازه‌گیری و با مقادیر شاخص‌ها پیش از اعمال تنش یا نمونه شاهد مقایسه می‌شود (۸).

تغییرات در برخی از ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک به‌عنوان شاخص ارزیابی تاب‌آوری استفاده می‌شود. این ویژگی‌ها از ابتدا تا پایان دوره بازیابی کنترل می‌شوند تا میزان بازیابی مشخص شود (۹، ۱۰).

خاک‌هایی که سرعت بازیابی و تاب‌آوری بالایی دارند، در برابر عوامل تخریب و فرسایش مقاومت بیشتری دارند. انجام عملیات حفاظتی به‌منظور کاهش تلفات خاک از طریق فرسایش، سرعت مکانیسم‌های بازیابی و در نهایت تاب‌آوری سیستم خاک را افزایش می‌دهد. یک سیستم خاک با تاب‌آوری بالا می‌تواند پس از یک اختلال هم‌چنان عملکردهای مطلوبی ارائه دهد. اما خاک‌هایی که تاب‌آوری پایینی دارند، پس از یک اختلال ناکارآمد می‌شوند (۱۱، ۱۲). شاخص‌های مقاومت برای ارزیابی حساسیت نسبی به فرآیندهای تخریب و شاخص‌های تاب‌آوری خاک را می‌توان برای ارزیابی سهولت یا سرعت بازسازی استفاده کرد (۱۳).

سونگ و همکاران (۲۰۲۲) در بررسی استفاده ایمن از زمین‌های کشت شده در مناطق پرخطر آلودگی فلزات سنگین خاک بر اساس تاب‌آوری خاک گزارش کردند که فعالیت‌های تولیدی و عملیاتی شرکت‌های صنعتی و معدنی در منطقه مورد مطالعه به‌طور قابل توجهی در آلودگی کادمیوم و جیوه خاک نقش داشته و خطر اکولوژیکی بالقوه فلزات سنگین در خاک اطراف بالا بوده است. تاب‌آوری خاک زمین‌های کشت‌شده در منطقه مورد مطالعه به‌طور کلی بالا نبود. میزان رس و ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) شاخص‌های محدودکننده قوی اصلی بودند، در حالی که CaO ، کربن آلی خاک و pH شاخص‌های محدودکننده متوسط اصلی بودند (۱۴). ژانگ و همکاران (۲۰۱۶) در مطالعه اثرات خواص میکروبی و فیزیکوشیمیایی خاک بر مقاومت و تاب‌آوری در برابر

فاضلاب آلوده به فلزات سنگین را مطالعه و گزارش نمودند که سطوح کربن کل خاک و کربن آلی محلول در خاک‌های بهسازی شده با لجن بیش‌تر بود، اما به دلیل آلودگی فلزی لجن فاضلاب، اثرات متفاوتی وجود نداشت. اثرات فلزات بر تاب‌آوری فیزیکی بیش‌تر از اثرات روی کربن خاک بود، کاهش قابل‌توجهی در شاخص‌های انبساط با لجن آلوده به کادمیم و مس وجود داشت (۱۹).

با توجه به میزان بالای فرسایش خاک در کشور و لزوم یافتن روش‌های کارآمد جهت کاهش تلفات خاک، عملیات حفاظتی متنوع و متعددی در حوضه‌های آبخیز، از جمله حوضه چهل‌چای به دلیل وجود کاربری‌های مختلف و تخریب اراضی جنگلی و هم‌چنین قابلیت بالای این حوضه برای توسعه عملیات حفاظتی خاک صورت گرفته است. از آنجایی‌که انجام پروژه‌های حفاظتی زمانبر و همراه با هزینه‌های زیادی است، ارزیابی کارایی پروژه‌های انجام شده برای انجام بهتر طراحی روش‌های جدید و پایش روش‌های مدیریتی منابع طبیعی سازگار با هر منطقه، ضرورت دارد. عنصر مس به‌عنوان عامل تنش در این پژوهش بر پایه سه دلیل اصلی انتخاب شد: نخست، کاربرد گسترده ترکیبات مس در کشاورزی به‌عنوان قارچ‌کش و کود، که در بلندمدت می‌تواند منجر به تجمع این فلز در خاک‌های زراعی گردد؛ دوم، حساسیت بالای موجودات زنده خاک به مس و نقش آن به‌عنوان شاخص زیستی مناسب برای ارزیابی پاسخ‌های زیستی و تاب‌آوری خاک؛ و سوم، ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاص این فلز که امکان بررسی دقیق‌تر سازوکارهای جذب، تثبیت و تنظیم تنش را در خاک فراهم می‌سازد. اگرچه مناطق مورد مطالعه در استان گلستان آلودگی بالفعل با مس ندارد، اما به دلیل تنوع کاربری، انجام عملیات حفاظتی و تفاوت در خصوصیات خاک، بستر مناسبی برای

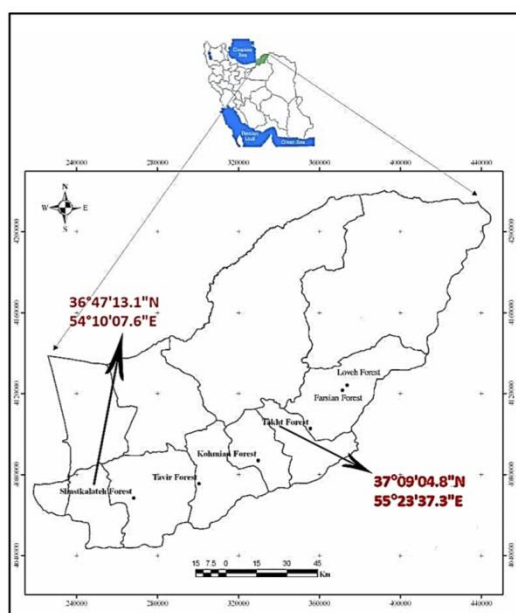
تنش مس در چین گزارش کردند که هیچ همبستگی معنی‌داری بین تنوع میکروبی خاک و مقاومت خاک و تاب‌آوری در تنفس میکروبی در برابر تنش مس وجود ندارد. مقاومت با pH خاک همبستگی مثبت معنی‌دار داشت، در حالی که تاب‌آوری با نسبت شن همبستگی منفی معنی‌دار داشت (۱۵). مندال و همکاران (۲۰۱۷) تاب‌آوری را در خاک‌های مناطق دیم ارزیابی کردند. در این پژوهش، نمونه‌های خاک را در آزمایشگاه تحت تنش گرمایی قرار داده و اثرات تنش گرمایی بر عملکرد بیولوژیکی خاک را در زمان اعمال تنش و بعد از آن بررسی کردند. در نتیجه تنش گرمایی، تنفس میکروبی خاک تا روز ششم انکوباسیون ۱۷ درصد کاهش داشته و بعد از ۱۳ و ۱۵ روز انکوباسیون مقدار آن ثابت شده و هیچ‌گونه کاهشی در مقدار تنفس میکروبی مشاهده نشد (۱۶). لال و همکاران (۲۰۱۷) در پژوهشی بر اثر مقدار کربن آلی روی تاب‌آوری خاک نشان دادند که حداقل آستانه مقدار کربن آلی برای حفظ قابلیت تاب‌آوری خاک، ۱۰-۱۵ گرم بر کیلوگرم است. مقادیر کم‌تر از این بازه، بازیابی تنوع زیستی و بهبود پایداری ساختمانی خاک را دچار مشکل می‌کند (۱۷). زندی و همکاران (۲۰۲۱) در بررسی تغییرات ویژگی‌های میکروبی خاک در اثر تغییر در نوع و مدت زمان کاربری گزارش کردند که تغییرپذیری کربن آلی، نیتروژن کل، اسیدیته و محتوای رطوبت خاک در درازمدت سبب افزایش در مقدار تنفس میکروبی کربن، نیتروژن و فسفر زی‌توده میکروبی خاک شدند. در صورتی که ضریب متابولیکی در کاربری باغ با سن کم‌تر از ۱۰ سال و مرتع شاهد برای اراضی با سن بیش‌تر از ۲۰ سال، هم‌چنین سهم میکروبی در کاربری مرتع‌کاری شاهد برای اراضی با سن کم‌تر از ۱۰ سال دارای بیش‌ترین مقدار بودند (۱۸). گریفیث و همکاران (۲۰۰۵) تاب‌آوری بیولوژیکی و فیزیکی خاک بهسازی شده با لجن

نمونه‌برداری از دو منطقه با شرایط متفاوت صورت پذیرفته است؛ منطقه چهارده شامل دو نوع کاربری اراضی، یعنی کشاورزی مرسوم و کشاورزی حفاظتی بوده و با هدف بررسی و مقایسه میزان تاب‌آوری و مقاومت خاک تحت مدیریت‌های متفاوت کشاورزی انتخاب شده است. در مقابل، منطقه چهل‌چای گستره‌ای از شش نوع کاربری اراضی را در بر می‌گیرد که شامل جنگل طبیعی، نهال‌کاری، مرتع‌کاری، کشاورزی، تراس‌بندی و جنگل سوخته است. در این منطقه، تمرکز اصلی بر تحلیل تأثیر اقدامات حفاظتی نظیر نهال‌کاری، تراس‌بندی و مرتع‌کاری در مقایسه با کاربری‌های رایج کشاورزی و جنگل طبیعی قرار گرفته است. هم‌چنین، گنجاندن کاربری جنگل سوخته به منزله تجربه‌ای از یک تنش طبیعی، امکانی را فراهم کرده است تا مقاومت و تاب‌آوری اکوسیستم در برابر اختلالات شدید زیست‌محیطی با جنگل دست‌نخورده مورد مقایسه قرار گیرد.

شبیه‌سازی و تحلیل رفتار سامانه‌های خاک در برابر تنش فلزی به‌شمار می‌رود. بنابراین، پژوهش حاضر با هدف بررسی تأثیر عملیات حفاظتی بر مقادیر شاخص‌های مقاومت و تاب‌آوری خاک در مواجهه با فلز مس طراحی شده است.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه: حوضه چهل‌چای با وسعتی برابر ۲۵۶۸۳ هکتار به عنوان یکی از شاخه‌های گرگان‌رود است. حداقل و حداکثر ارتفاع حوضه مورد مطالعه به ترتیب ۱۹۰ و ۲۵۷۰ متر از سطح دریا می‌باشد. ۱۸۳۷۴ هکتار از اراضی حوضه چهل‌چای دارای کاربری جنگل، ۶۱۴۷ هکتار کاربری زراعت دیم و ۱۱۶۲ هکتار از اراضی کاربری زراعت آبی دارند. اراضی کشاورزی انتخاب شده به عنوان اراضی کشاورزی تحت عملیات حفاظتی از توابع بخش چهارده شهرستان گرگان است که با مختصات جغرافیایی ۲۴۸۳۱۰ و ۴۰۷۵۰۲۰ در غرب شهرستان گرگان قرار دارد (شکل ۱). در این پژوهش،



شکل ۱- نقشه مناطق مورد مطالعه در این تحقیق.

Figure 1. Map of study area.

تهیه نمونه خاک: در این پژوهش، ابتدا محدوده هر حوضه بر اساس نقشه‌ها و گزارش‌های موجود مشخص شد. سپس، انواع عملیات اجرایی و روش‌های کشاورزی حفاظتی شناسایی گردید. در مرحله بعد، اراضی مناسب برای نمونه‌برداری انتخاب و فرآیند نمونه‌برداری به صورت تصادفی، با در نظر گرفتن ویژگی‌های زمین، پوشش گیاهی و شیب انجام شد. تعداد ۸ نمونه خاک از نقاط مختلف زمین نمونه از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متر (بسته به مساحت اراضی تعداد مختلف) نمونه‌برداری و باهم مخلوط و حجم مورد نیاز (۱۵ کیلوگرم) برای آنالیزهای زیستی و شیمیایی به آزمایشگاه منتقل شد. در انتخاب اراضی کشاورزی جهت نمونه‌برداری، با نهایت دقت تلاش شد تا زمین‌هایی مورد بررسی قرار گیرند که در مدیریت حاصلخیزی خاک و افزایش عملکرد محصول، از الگوی کودی یکنواخت و هماهنگ بهره گرفته بودند. در این اراضی، کودهای شیمیایی به صورت نظام‌مند مورد استفاده قرار گرفته بودند؛ به گونه‌ای که کود اوره در بازه‌ای میان ۲۰۰ تا ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار، کودهای فسفاته نظیر دی‌آمونوم فسفات (DAP)، سوپرفسفات تریپل (TSP) یا سوپرفسفات ساده (SSP) بین ۱۰۰ تا ۳۰۰ کیلوگرم در هکتار، و کود سولفات پتاسیم به میزان ۱۰۰ کیلوگرم در هکتار مصرف شده بود. هم‌چنین، برای تأمین ماده آلی خاک و بهبود ساختار آن، از کود دامی کاملاً پوسیده در مقادیر ۲۰ تا ۳۰ تن در هکتار استفاده شده بود که پیش از کشت و هم‌زمان با عملیات شخم به خاک افزوده شده بود.

اعمال تنش آلودگی فلز سنگین مس: برای اعمال تنش آلودگی مس از غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم مس به ازای هر کیلوگرم خاک خشک از منبع نمک پتتا هیدرات سولفات مس (II) (تهیه شده از شرکت مرک آلمان) استفاده شد. در انتخاب غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم نیز به مطالعات پیشین اتکا شد که این مقدار

را به عنوان سطحی مؤثر برای القای تنش قابل اندازه‌گیری در سیستم خاک-گیاه بدون ورود به ناحیه سمیت حاد معرفی کرده‌اند (۱۹). در این شرایط، تمام نمونه‌ها پس از اعمال این مقدار آلودگی وارد بازه خاک‌های آلوده به مس قرار می‌گیرند. بنابراین، هدف ما نه سنجش میزان مطلق آلودگی، بلکه بررسی ظرفیت پاسخ‌دهی و پایداری عملکردی خاک در برابر یک تنش القاشده با شدت مشخص بوده است. آلودگی در گلدان‌های حاوی ۸۰۰ گرم خاک دستخورد از هر کاربری در ۳ تکرار با اعمال آلودگی ۲۰۰ میلی‌گرم مس به ازای هر کیلوگرم خاک انجام گرفت. قطر گلدان‌ها ۱۲ سانتی‌متر و ارتفاع آن‌ها ۱۰ سانتی‌متر بود. ظرفیت نهایی هر گلدان ۲ کیلوگرم خاک بود که با ۸۰۰ گرم خاک پر شده بود. تمام نمونه‌ها پس از تنش، در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد و ۵۰ درصد رطوبت ظرفیت زراعی (به روش تفاوت وزنی) به مدت ۳۰ روز انکوبه شدند. بلافاصله بعد از تنش (t_0) شاخص‌های مقاومت و تاب‌آوری در زمان‌های ۷ روز (t_7) و ۲۸ روز (t_{28}) بعد از اعمال تنش اندازه‌گیری شدند. انتخاب بازه‌های زمانی ۷ و ۲۸ روز بر مبنای ملاحظات اکولوژیکی، بیوشیمیایی و هم‌چنین تجربیات مطالعات پیشین در حوزه پاسخ‌دهی خاک و ریزجانندگان به تنش‌های فلزی صورت گرفته است (۱۹). بازه ۷ روز به عنوان مرحله ابتدایی یا پاسخ سریع در نظر گرفته شده است که طی آن معمولاً تغییرات اولیه در فعالیت‌های میکروبی، تنفس زیستی و شاخص‌های حساس خاک بروز پیدا می‌کنند و بازتابی از واکنش سریع موجودات خاکزی به تنش وارده است. از سوی دیگر، بازه ۲۸ روز نمایانگر یک دوره نسبی تثبیت یا تعدیل سیستم بیولوژیکی در برابر تنش است که به ارزیابی فرآیندهای سازگاری، بازیابی یا استمرار تغییرات کمک می‌کند. ترکیب این دو بازه زمانی این امکان را فراهم می‌کند که الگوی دینامیکی واکنش‌های زیستی خاک در برابر تنش فلزی

شیشه‌ای (مدل PH700 Benchtop pH Meter) و هدایت‌سنج الکتریکی (مدل Hanna Instruments, Model HI5321-02) اندازه‌گیری شد (۲۰). ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) با استفاده از روش شده توسط گرگوریچ و همکاران (۱۹۹۷) اندازه‌گیری شد (۲۱). اندازه‌گیری کربن آلی در خاک طبق روش تجربه شده توسط دی واز و همکاران (۲۰۰۷) انجام شد (۲۲). نیتروژن کل در نمونه‌های خاک با استفاده از روش کج‌لدال اندازه‌گیری گردید (۲۳). تنفس میکروبی در نمونه‌های مطالعاتی با استفاده از روش گزارش شده توسط چونکار و همکاران (۲۰۰۷) اندازه‌گیری شد (۲۴). برای اندازه‌گیری کربن زیتوده میکروبی، از نمونه‌های بخور و غیربخور با استفاده از تیتراسیون استفاده شد (۲۵). ویژگی‌های اولیه خاک در کاربری‌های مختلف در جدول ۱ ارائه شده است.

در دوره‌های کوتاه‌مدت و هم در میان‌مدت بررسی قرار گیرد. تمام اندازه‌گیری‌ها در سه تکرار انجام و میانگین محاسبات در نظر گرفته شد. برای مقایسه ویژگی شیمیایی خاک در بازه ۷ روز با شاهد همان زمان از روش برش‌دهی برای مقایسه میانگین تیمارها استفاده شده است. به دلیل هدف طرح و ماهیت روش مقایسه میانگین، امکان مقایسه بین داده‌های بازه زمانی ۲۸ روز با ۷ روز وجود ندارد. در واقع، وجود دو تا شاهد به این دلیل است که در زمان بازیابی (۷ و ۲۸ روز) امکان مقایسه مقدار ویژگی شیمیایی تحت تنش آلودگی با نمونه شاهد همان زمان بازیابی (۷ و ۲۸ روز) فراهم گردد.

شاخص‌های شیمیایی و زیستی خاک: واکنش خاک (pH) و هدایت الکتریکی (EC) در عصاره گل اشباع به‌ترتیب توسط دستگاه pH متر دارای الکترود

جدول ۱- ویژگی‌های اولیه خاک در کاربری‌های مختلف.

Table 1. Initial soil properties in different land uses.

نوع کاربری Land use type	رسی (%) Clay (%)	شن (%) Sand (%)	سیلت (%) Silt (%)	pH	EC (dS/m)	ظرفیت تبادل کاتیونی (میلی‌اکی‌والان بر صد گرم خاک) CEC (meq/100g)	نیتروژن (%) N (%)	کربن آلی (%) OC (%)	تنفس میکروبی (میلی‌گرم CO ₂ -C/g/h در هر ساعت) MBC (CO ₂ -C/g/h)
جنگل Forest	33.4	19	47.6	6.94	1.53	15.19	0.16	1.15	1233.3
مرتع‌کاری Rangeland	15	27	58	7.15	2.58	14.67	0.12	0.96	994.33
نهال‌کاری Seedling	21	25	54	7.28	2.68	12.47	0.06	0.78	520
کشاورزی حفاظتی Conservation agriculture	15	45.6	39.4	8.15	4.35	6.21	0.12	1.07	387.67
تراس‌بندی Terracing	25	29	46	7.95	3.52	7.17	0.07	0.73	470.33
جنگل سوخته Burned forest	27	25	48	8.41	5.43	4.81	0.02	0.25	57.66
کشاورزی منطقه چهارده Agriculture of the Charadeh region	19	25	56	8.76	4.63	15.72	0.03	0.74	544.33
کشاورزی منطقه چهل‌چای Agriculture of the Chehel-Chai region	15	43	42	8.61	4.66	13.36	0.04	0.56	436.67

محاسبه مقاومت و تاب‌آوری خاک: برای محاسبه مقاومت و تاب‌آوری خاک در برابر تنش‌های ناشی از آلودگی فلزات سنگین، از شاخص‌های ارائه‌شده توسط اوروین و واردل (۲۰۰۴) استفاده شد (۲۶). این روش بر مبنای ارزیابی تغییرات ویژگی‌های خاک قبل و بعد از اعمال تنش طراحی شده است. شاخص مقاومت (R_s) میزان پایداری خاک در برابر تغییرات ناشی از تنش فلزات سنگین را نشان می‌دهد و براساس نسبت مقدار ویژگی اندازه‌گیری‌شده در شرایط تنش‌یافته (T) به مقدار آن در شرایط شاهد (C) محاسبه می‌شود. به‌طور مشابه، شاخص تاب‌آوری (RL) توانایی خاک برای بازیابی ویژگی‌های اولیه خود پس از تنش را ارزیابی می‌کند و از مقایسه مقادیر ویژگی‌ها در زمان بازیابی با شرایط اولیه به‌دست می‌آید. روابط ریاضی این شاخص‌ها به‌صورت زیر بیان می‌شوند.

$$R_s(t_0) = 1 - \frac{2|C_0 - P_0|}{C_0 + |C_0 - P_0|} \quad (1)$$

$$RL \text{ at } t_x = \frac{2|C_0 - P_0|}{|C_0 - P_0| + |C_x - P_x|} - 1 \quad (2)$$

که در این رابطه، t_0 و t_x به ترتیب نشان‌دهنده زمان بلافاصله بعد از تنش و زمان x پس از پایان تنش هستند. C مقدار شاخص مورد نظر در نمونه شاهد و P مقدار همان شاخص در نمونه تنش‌یافته است. بنابراین، C_0 ، P_0 و P_x می‌توانند مجموعاً تفاوت بین نمونه تنش‌یافته و شاهد را نشان دهند.

روش تجزیه و تحلیل آماری: اثرات نوع کاربری و تیمار تنش آزمایشگاهی بر متغیرهای عامل (۸ نوع کاربری و دو زمان بازیابی ۷ و ۲۸ روز) با استفاده از آنالیز واریانس به کمک نرم‌افزار SAS ارزیابی شدند. در تمام تجزیه و تحلیل‌ها، زمانی که آنالیز واریانس (ANOVA) اثرات معنی‌داری را نشان داد، از آزمون دانکن در سطح احتمال ۹۵ درصد برای گروه‌بندی میانگین‌ها استفاده گردید.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس جدول ۲ نشان داد که عوامل اصلی شامل نوع کاربری زمین، تنش (آلودگی) و زمان به‌طور معنی‌داری بر ویژگی‌های خاک از جمله pH، هدایت الکتریکی (EC)، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)، نیتروژن کل خاک (ON)، کربن آلی (OC)، کربن بیوماس میکروبی (MBC) و تنفس میکروبی خاک (SIR) تأثیرگذار بوده‌اند ($P < 0.01$). هم‌چنین، تعاملات میان این عوامل به‌ویژه تعامل نوع کاربری با تنش، زمان با نوع کاربری و هم‌چنین تعامل سه‌طرفه زمان، تنش و نوع کاربری نیز در تمامی ویژگی‌ها اثر معنی‌داری داشته‌اند که بیانگر پاسخ پیچیده و چندبعدی ویژگی‌های خاک نسبت به تغییرات محیطی و زمانی است. مقادیر نسبتاً پایین ضریب تغییرات (CV) نیز نشان‌دهنده دقت و اعتبار بالای داده‌های تجربی می‌باشد.

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس اثر متغیرهای مطالعه بر ویژگی‌های خاک.

Table 2. Results of variance analysis of the effect of variables on the soil characteristics.

منبع تغییرات (SOV)	میانگین مربعات (MS)							
	df	pH	EC	CEC	ON	OC	MBC	SIR
Landuse	7	5.19**	21.93**	236.6**	0.035**	1.20**	1524536.53**	26487.1295**
Stress	1	0.22**	0.37**	0.11**	0.004**	0.64**	110908.01**	4306.76**
Landuse*Stress	7	0.2**	0.02**	0.012**	0.00021**	0.04**	2815.44**	163.11**
Error I (Rep(Stress*Landuse))	32	0.0008**	0.001**	0.0008**	0.000005	0.00035	22.43	6.27**
Time	1	0.01**	0.062**	0.062**	0.00053**	0.018**	34239.26**	463.76**
Time*Landuse	7	0.0046**	0.007**	0.019**	0.000074**	0.0030**	1468.21**	11.64**
Time*Stress	1	0.017**	0.015**	0.026**	0.00037**	0.006**	33787.51**	605.01**
Time*Stress*Landuse	7	0.0042**	0.0065**	0.004**	0.000076**	0.001*	1437.18**	9.17**
Error II	32	0.0003	0.0003	0.0002	0.0000035	0.00042	18.41	2.25
Total	95							
CV	---	0.22	0.5	0.15	2.52	2.98	0.78	1.81

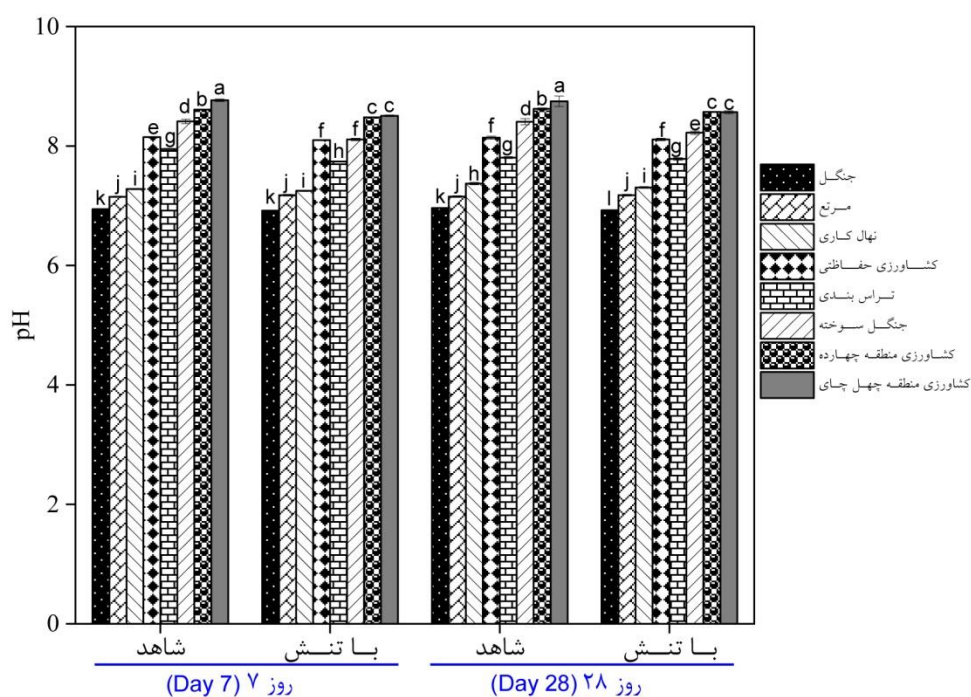
اثر عملیات حفاظتی بر ویژگی‌های شیمیایی خاک:

نتایج نشان داد که pH خاک در اراضی کشاورزی منطقه چهل‌چای (۸/۵۶) و چهارده (۸/۵۷) بیش‌ترین مقدار ثبت شده است. تخریب اراضی و تبدیل آن به کشاورزی و جنگل سوخته (۸/۲۲) موجب افزایش pH خاک شده است. عملیات حفاظتی مانند نهال‌کاری (۷/۳۰) و تراسبندی (۷/۷۸) به حفظ تعادل pH و افزایش مقاومت خاک کمک کرده است. جنگل و مرتع به دلیل پوشش گیاهی مناسب و تعادل زیستی، پایداری بیش‌تری در برابر تغییرات pH داشته‌اند. در مقابل، خاک‌های کشاورزی و جنگل سوخته نوسانات بیش‌تری را نشان داده‌اند که بیانگر حساسیت بالاتر آن‌ها به تنش است (شکل ۲). عملیات حفاظتی می‌توانند نوسانات شدید pH خاک را کاهش دهند و شرایط پایداری فراهم کنند (۲۷). نتایج نشان داد که در بیش‌تر تیمارها، کاهش جزئی در pH خاک تحت تنش مس نسبت به حالت بدون تنش مشاهده شده است که این کاهش در کاربری‌هایی با ساختار خاک دست‌خورده‌تر، مانند جنگل سوخته و

کشاورزی، مشهودتر است. به‌ویژه، جنگل سوخته در روز ۷ از ۸/۴۱ به ۸/۱۱ و در روز ۲۸ از ۸/۴۰ به ۸/۲۲ کاهش یافته است که نشان‌دهنده اثرگذاری سریع‌تر تنش فلزی بر خاک‌های با پوشش‌زدایی شده یا آسیب‌دیده است. در عین‌حال، مقایسه نتایج بین روزهای ۷ و ۲۸ نشان می‌دهد که در کاربری‌هایی با ساختار پایداری‌تر مانند جنگل و مرتع، pH خاک در برابر تنش مس نسبتاً ثابت مانده و تنها نوسانات اندکی داشته است؛ برای مثال، در جنگل، pH تحت تنش از ۶/۹۱ در روز ۷ به ۶/۹۲ در روز ۲۸ تغییر کرده که نشان از پایداری نسبی آن در گذر زمان دارد. این در حالی است که در سایر تیمارها، تفاوت بین روزهای ۷ و ۲۸ ممکن است نشان‌دهنده بروز فرآیندهای تعدیل‌گر زیستی یا شیمیایی باشد که در مواجهه با تنش به‌تدریج فعال شده‌اند. کاهش pH در روز ۷ ام در تمامی کاربری‌ها به جز سه کاربری جنگل، مرتع و نهال‌کاری می‌تواند به دلیل افزایش یون‌های هیدروژن ناشی از رهائش فلز مس و واکنش آن با مواد آلی و معدنی خاک باشد که منجر به اسیدی‌تر شدن محیط

است، حتی تغییرات جزئی در آن نیز می‌تواند موجب دگرگونی‌های عمیق در فرآیندهای زیستی خاک گردد. بنابراین، تغییرات مشاهده‌شده در pH خاک در این پژوهش را می‌توان حاصل اثر هم‌زمان سمیت فلزات سنگین و به هم خوردن پویایی‌های زیست‌اکولوژیک جوامع میکروبی دانست که در نهایت بر پایداری شیمیایی خاک اثرگذار است (۳۰). حساسیت بیش‌تر کاربری‌هایی مانند جنگل سوخته به این تغییرات ممکن است به دلیل کاهش ظرفیت بافری این خاک‌ها در اثر تخریب پوشش گیاهی و کاهش مواد آلی باشد که توانایی تعدیل اسیدیته را کاهش داده است (۳۱). نتایج مشابهی توسط خان و جونز (۲۰۰۹) گزارش شده است (۳۱).

شده است (۲۸، ۲۹). فلزات سنگین می‌توانند هم به‌صورت مستقیم، از طریق واکنش‌های شیمیایی با اجزای خاک، و هم به‌صورت غیرمستقیم، از طریق ایجاد اختلال در فعالیت و ساختار جوامع میکروبی خاک، موجب تغییر در pH خاک شوند. این عناصر با تداخل در عملکرد آنزیم‌های میکروبی که در چرخه عناصر غذایی و تجزیه مواد آلی نقش کلیدی دارند، موجب تضعیف فرآیندهایی می‌شوند که به‌طور طبیعی در تنظیم pH خاک مؤثرند. در شرایط آلودگی به فلزات سنگین، تنوع و فراوانی میکروارگانیسم‌های مؤثر در تعادل اسیدی-بازی خاک کاهش می‌یابد و این امر می‌تواند منجر به تغییرات قابل توجه در pH خاک شود. از آن‌جا که pH خاک یکی از عوامل تعیین‌کننده در ساختار و کارکرد جامعه میکروبی



شکل ۲- اثر عملیات حفاظتی بر تغییرات pH خاک در مواجهه با فلز مس.

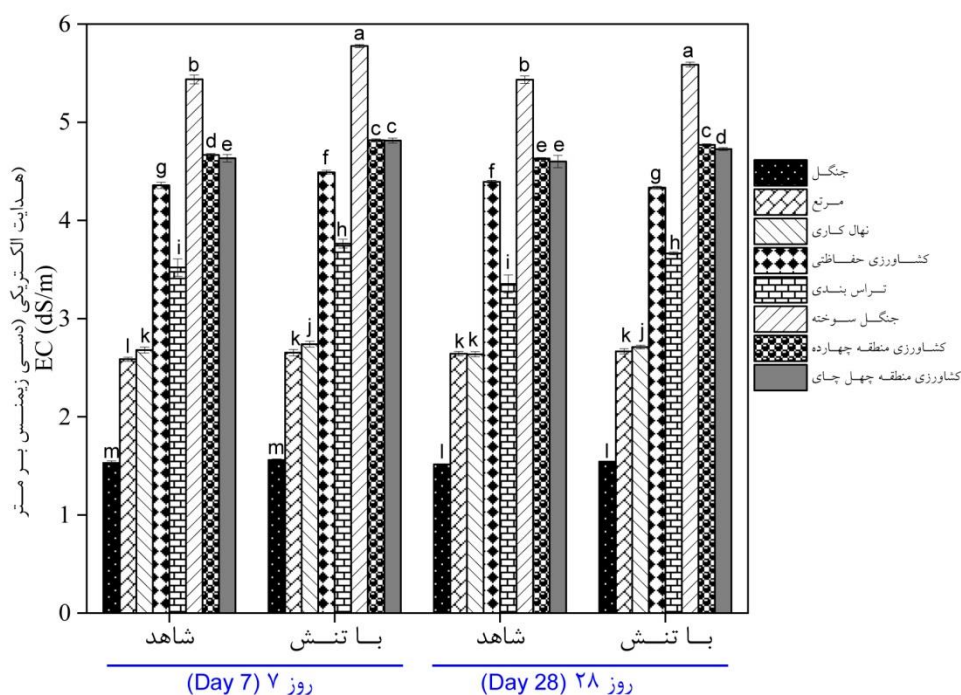
Figure 2. The effect of conservation practices on soil pH changes in exposure to copper metal.

الکتریکی خاک در هر دو بازه ۷ و ۲۸ روز پس از اعمال تنش به‌طور معنی‌داری بیش از نمونه شاهد مشاهده شد. در حالی‌که افزایش شوری خاک با

در کاربری جنگل، مقدار EC خاک پس از ۷ و ۲۸ روز بعد از اعمال تنش، هیچ تغییر معنی‌داری نداشت. در کاربری جنگل سوخته، مقدار هدایت

سوخته موجب نوسانات بیش‌تر EC شده‌اند، اما مدیریت حفاظتی اثرات مخرب را کاهش داده است. افزایش قابل‌توجه EC در کاربری‌هایی مانند جنگل سوخته و کشاورزی منطقه چهارده احتمالاً ناشی از ظرفیت بافری کم‌تر این خاک‌ها و تراکم کم‌تر مواد آلی است که موجب کاهش توانایی آن‌ها در جذب و تثبیت یون‌های اضافی شده است (۳۱). در مقابل، کاربری‌هایی مانند جنگل و مرتع‌کاری به‌دلیل مواد آلی بیش‌تر، ساختار پایدارتر و ظرفیت تبادل کاتیونی بالاتر، تغییرات کم‌تری را نشان داده‌اند که به ظرفیت بافری قوی‌تر این خاک‌ها مرتبط است. در روز ۲۸، کاهش نسبی تغییرات EC در برخی کاربری‌ها می‌تواند به‌دلایلی مانند رسوب یون‌ها، واکنش‌های جذب سطحی و تعدیل تدریجی تعادل شیمیایی در خاک مرتبط باشد. نتایج این بخش از پژوهش با نتایج به‌دست آمده توسط ساکین و همکاران (۲۰۲۴)، اوهادی و همکاران (۲۰۱۰) و مهارلویی و همکاران (۲۰۲۱) همسو می‌باشد (۳۲، ۳۳، ۳۴).

افزایش زمان انکوباسیون کاهش یافت (از ۰/۴۴ دسی‌زیمنس بر متر در ۷ روز پس از اعمال تنش به ۰/۱۶ در ۲۸ روز). در کشاورزی حفاظتی نیز مقدار EC از ۴/۳۵ دسی‌زیمنس بر متر در بازه ۷ روز به ۴/۴۹ دسی‌زیمنس بر متر در شرایط تنش افزایش یافت، اما در روز ۲۸ با کاهش اندک از ۴/۳۹ به ۴/۳۳ دسی‌زیمنس بر متر رسید. در کاربری‌هایی که مقادیر شوری آن‌ها بالا است، تغییرات شوری در اثر زمان انکوباسیون، در هر دو بازه زمانی معنی‌دار بوده است. برعکس در کاربری جنگل، مرتع و نهال‌کاری که شوری‌های کم‌تری نسبت به سایر کاربری‌ها دارند. تغییرات شوری خاک تقریباً غیرمعنی‌دار بوده و تحت‌تأثیر آلودگی قرار نگرفته است (شکل ۳). تحت تنش، تغییرات EC در کاربری‌های حفاظتی کم‌تر بوده که نشان‌دهنده بهبود ظرفیت نگهداشت یونی خاک است. اجرای اقدامات حفاظتی موجب کنترل تغییرات EC و افزایش مقاومت خاک نسبت به تنش شده است. در مجموع، کشاورزی و جنگل



شکل ۳- اثر عملیات حفاظتی بر تغییرات هدایت الکتریکی (EC) خاک در مواجهه با فلز مس.

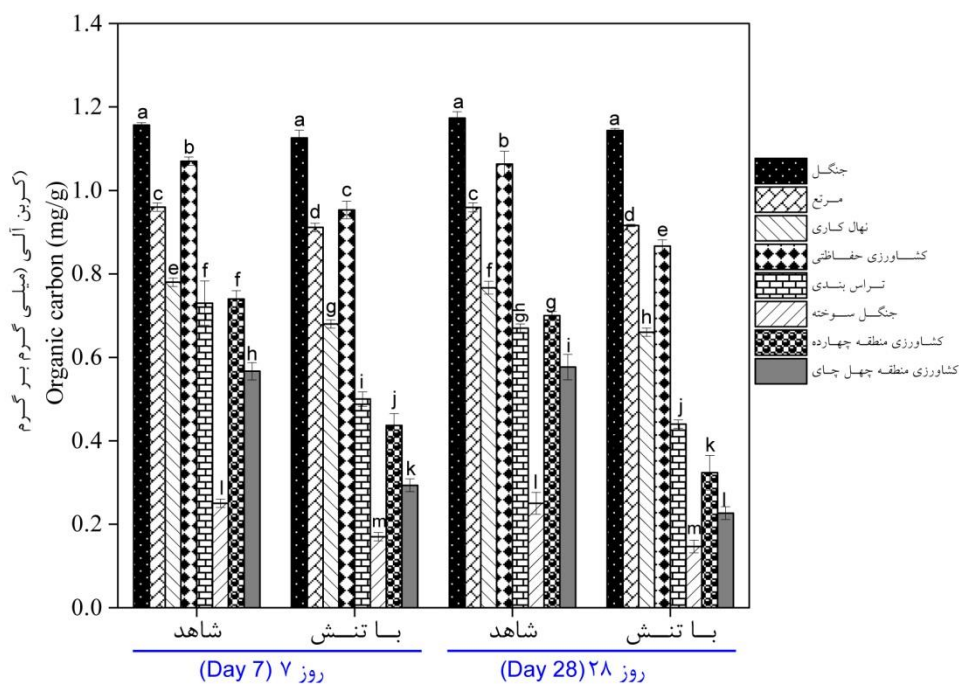
Figure 3. The effect of conservation practices on soil EC changes in exposure to copper metal.

نتایج نشان داد که تخریب جنگل به کشاورزی و جنگل سوخته باعث کاهش شدید کربن آلی شده، به‌ویژه در جنگل سوخته که کم‌ترین مقدار مشاهده شد. عملیات حفاظتی مانند نهال‌کاری، مرتع‌کاری و ترانس‌بندی کاهش کربن آلی را تعدیل کرده و مقاومت خاک را افزایش داده است. تحت تنش، کاهش کربن آلی در همه کاربری‌ها رخ داده، اما در اراضی تحت مدیریت حفاظتی این کاهش کم‌تر بوده است. جنگل‌های طبیعی و کشاورزی حفاظتی بیش‌ترین پایداری را نشان داده‌اند، در حالی‌که جنگل سوخته و کشاورزی متداول کم‌ترین مقدار را داشته‌اند. در مجموع، روش‌های حفاظتی موجب بهبود وضعیت کربن آلی و افزایش تاب‌آوری خاک شده‌اند (شکل ۴). شدت کاهش کربن آلی با گذشت زمان در کاربری کشاورزی منطقه چهل‌چای نسبت به منطقه چهارده بیش‌تر بوده است که این تفاوت می‌تواند به ترکیبی از عوامل مدیریتی، اقلیمی و فیزیکی-شیمیایی خاک بازگردد. نخست، مدیریت زراعی و میزان مصرف کودهای شیمیایی، شخم عمیق، آبیاری غیرکنترل‌شده یا تناوب زراعی غیراصولی در منطقه چهل‌چای منجر به تسریع فرآیندهای اکسیداسیون مواد آلی و معدنی‌شدن کربن خاک شده است. در حالی‌که مقدار کربن آلی اولیه خاک در منطقه چهل‌چای (۰/۷۴ درصد) به دلیل مدیریت حفاظتی‌تر، میزان شخم و کشت کم‌تری برخوردار بوده نسبت به منطقه چهارده (۰/۵۶ درصد) بالاتر بوده است. دوم، بافت خاک و میزان تهویه نیز نقش تعیین‌کننده دارد؛ خاک‌های سبک‌تر یا شنی‌تر (با مقدار ۴۳ درصد) در منطقه چهل‌چای مستعدتر به کاهش کربن آلی بودند، زیرا به دلیل پایداری کم ترکیبات آلی در این خاک‌ها، نرخ معدنی‌شدن سریع‌تر رخ می‌دهد. سوم، از آن‌جا که تغییرات زمانی مورد بررسی بوده، فرض بر این است که تحت اثر تنش آلودگی یا عوامل محیطی

دیگر، تجزیه زیستی مواد آلی در منطقه چهل‌چای به‌واسطه دمای بالاتر یا فعالیت میکروبی بیش‌تر تشدید شده باشد. در نهایت، تفاوت در محتوای اولیه کربن آلی خاک نیز اهمیت دارد؛ چنان‌چه منطقه چهل‌چای در شروع دارای ذخیره کربن بالاتری بوده باشد، کاهش نسبی آن طی زمان ممکن است چشمگیرتر به نظر برسد. بنابراین، شدت افت کربن آلی در چهل‌چای، برخلاف منطقه چهارده، متأثر از شرایط مدیریتی و محیطی نامطلوب‌تری بوده است که پایداری کربن خاک را تضعیف کرده است. مواد آلی خاک عمدتاً از طریق تخریب میکروبی تجزیه می‌شود (۳۵). در دهه‌های گذشته، پژوهش‌های زیادی در مورد اثرات آلودگی فلزات سنگین بر تجزیه مواد آلی خاک انجام شده است (۳۶، ۳۷، ۳۸، ۳۹). کاهش مقادیر کربن آلی در اثر تنش آلودگی مس به دلیل تخریب تغییر ساختار جوامع میکروبی خاک، افزایش اکسیداسیون مواد آلی و کاهش فعالیت میکروبی رخ داده است. یون‌های فلزی سنگین می‌توانند به ترکیبات آلی خاک متصل شده و موجب ناپایداری این ترکیبات شوند، در نتیجه فرآیندهای معدنی‌شدن سرعت می‌گیرند و کربن آلی کاهش می‌یابد (۳۵، ۴۰). افزایش مدت تماس با مس می‌تواند منجر به تشکیل کمپلکس‌های پایدار بین مس و مواد آلی شود که در نهایت باعث تسریع تجزیه و کاهش محتوای کربن آلی خاک می‌شود (۳۵، ۴۱). کاهش شدید کربن آلی در مناطق کشاورزی به دلیل برداشت مداوم محصولات، فرسایش خاک و کاهش ورودی مواد آلی است. این شرایط موجب کاهش ظرفیت احیاء و افزایش حساسیت خاک به تنش‌های زیست‌محیطی می‌شود. انیا و همکاران (۲۰۲۰) گزارش کردند که آرسنیک و مس در مقایسه با سایر فلزات سنگین در شرایط احیایی، اثرات قوی‌تری در مهار تجزیه مواد آلی خاک به دلیل سمیت بیش‌تر داشتند (۳۵). لی و اورسای

CO₂ در ۷ روز اول مشاهده شد، اما در دوره ۸ تا ۲۸ روزه نرخ معدنی‌سازی کاهش یافت، بیانگر تأثیر مستقیم فلزات سنگین بر فعالیت میکروبی خاک در همین بازه زمانی است.

(۲۰۰۶) در یک مطالعه آزمایشگاهی روی خاک‌های شالیزاری، محتوای کربن آلی کل، کربن زیست‌توده میکروبی و نرخ معدنی‌سازی کربن به‌طور چشم‌گیری در خاک‌های با آلودگی بالا نسبت به خاک‌های با آلودگی کم‌تر، کاهش یافت. بیش‌ترین نرخ آزادسازی



شکل ۴- اثر عملیات حفاظتی بر تغییرات کربن آلی خاک در مواجهه با فلز مس.

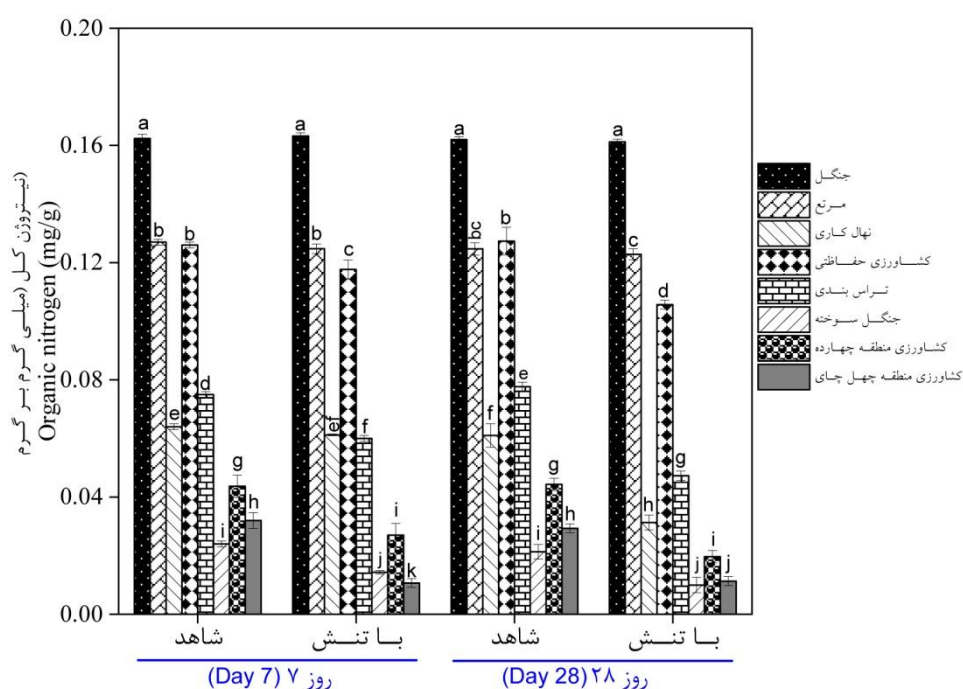
Figure 4. The effect of conservation practices on soil organic carbon (OC) changes in exposure to copper metal.

حفظ کیفیت خاک و نیتروژن آن را تأکید می‌کند (شکل ۵). کاهش نیتروژن کل در شرایط تنش مس احتمالاً به دلیل اثرات سمی مس بر فعالیت‌های میکروبی و کاهش فرآیندهای معدنی شدن و تثبیت نیتروژن است. مس به‌عنوان یک فلز سنگین، می‌تواند آنزیم‌های میکروبی را غیرفعال کند و باعث اختلال در چرخه نیتروژن شود. همچنین، سمیت مس ممکن است منجر به تخریب ساختار خاک و افزایش تجزیه مواد آلی شود که به کاهش نیتروژن کل خاک می‌انجامد (۴۲، ۴۳، ۴۴). بیش‌ترین کاهش نیتروژن کل در جنگل سوخته و مناطق کشاورزی (چهارده و

نتایج نشان داد که در مقایسه کاربری‌ها، جنگل بالاترین میزان نیتروژن کل خاک را دارد، در حالی که جنگل سوخته کم‌ترین مقدار را نشان می‌دهد. اراضی مرتع و کشاورزی حفاظتی به‌ویژه در روز ۲۸، نیتروژن بهتری نسبت به نهال‌کاری و کشاورزی منطقه چهارده و چهل‌جای دارند. نیتروژن در کاربری‌های حفاظتی مانند نهال‌کاری و تراس‌بندی بیش‌تر از کشاورزی متداول است، که بیانگر اثر مثبت مدیریت خاک در حفظ نیتروژن است. به‌طورکلی، کاربری‌های حفاظتی پایداری بیش‌تری در میزان نیتروژن کل خاک دارند. این نتایج اهمیت استفاده از روش‌های حفاظتی برای

آلی و میکروبی خاک شده و اثرات تنش مس را تشدید کرده است. یانگ و همکاران (۲۰۰۵) گزارش کردند که معدنی شدن نیتروژن در خاک با غلظت کم کادمیوم تحریک می شود و این اثر نسبت به مس و کروم (VI) بسیار قوی بوده است (۴۲).

چهل چای) احتمالاً به دلیل تخریب شدید خاک، کاهش مقدار مواد آلی اولیه و فرسایش بالاتر این مناطق است. کاربری های مورد مطالعه به دلیل استفاده بی رویه از کودهای شیمیایی، خاکورزی مداوم و کاهش ورودی های مواد آلی، حساسیت بیشتری به تنش مس نشان داده اند. این فعالیت ها باعث کاهش ذخایر



شکل ۵- اثر عملیات حفاظتی بر تغییرات نیتروژن کل خاک در مواجهه با فلز مس.

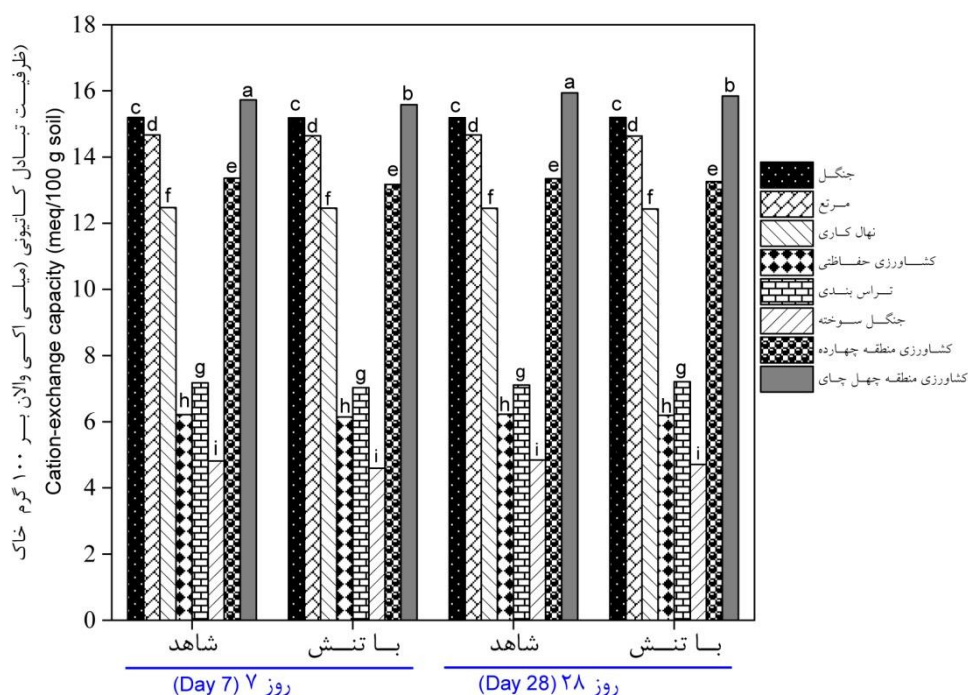
Figure 5. The effect of conservation practices on soil organic nitrogen (ON) changes in exposure to copper metal.

دارند که نشان دهنده اثر مثبت پوشش گیاهی در حفظ این ویژگی خاک است. براساس نتایج حاصل از این مطالعه، در سه کاربری جنگل، مرتع و نهال کاری، مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی خاک فاقد هرگونه تغییر معنی دار آماری بوده اند. نکته ای قابل تأمل آن است که مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی در هر دو تیمار شاهد، نه تنها از نظر مقدار مطلق بسیار نزدیک به هم بودند، بلکه در بازه های زمانی ۷ و ۲۸ روز پس از اعمال تنش نیز تفاوتی از خود نشان ندادند. این هم ارزی زمانی بیانگر آن است که تغییر مدت زمان انکوباسیون

ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در جنگل (۱۵/۱۹) میلی اکی والان بر ۱۰۰ گرم خاک) و کشاورزی منطقه چهل چای (۱۵/۹۴ میلی اکی والان بر ۱۰۰ گرم خاک) بیشترین مقدار را دارد، در حالی که جنگل سوخته (۴/۷۱ میلی اکی والان بر ۱۰۰ گرم خاک) کمترین میزان را نشان می دهد. مرتع کاری (۱۴/۶۷ میلی اکی والان بر ۱۰۰ گرم خاک) و نهال کاری (۱۲/۴۵ میلی اکی والان بر ۱۰۰ گرم خاک) مقدار بالاتری نسبت به کشاورزی حفاظتی (۶/۱۹ میلی اکی والان بر ۱۰۰ گرم خاک) و ترانس بندگی (۷/۲۱ میلی اکی والان بر ۱۰۰ گرم خاک)

خاک می‌باشد (بالای ۸/۵) و جزو خاک‌های قلیایی محسوب می‌شوند. ظرفیت بالاتر تبادل کاتیونی در این کاربری‌ها ناشی از غالبیت کاتیون‌های قلیایی مانند کلسیم باشد. نتایج مربوط به شوری خاک در کاربری‌های مختلف هم می‌تواند نشانگر آبرسانی کم‌تر در خاک‌های کشاورزی چهل چای و چهارده نسبت به سایر کاربری‌ها باشد و در نتیجه کاتیون‌های قلیایی در فاز محلول و تبدیلی خاک حفظ شده‌اند.

در شرایط این پژوهش تأثیری بر این ویژگی نداشته و CEC به‌عنوان یک شاخص نسبتاً پایدار خاک در برابر نوسانات زمانی نسبتاً مقاوم باقی‌مانده است (شکل ۶). در کاربری جنگل به دلیل نوع پوشش گیاهی و ورود بیش‌تر مواد آلی، نقش مواد آلی در افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی بیش‌تر از pH و بخش رس خاک بوده است. اما در کاربری‌های کشاورزی چهل چای و چهارده علی‌رغم ماده آلی کم و pH زیاد



شکل ۶- اثر عملیات حفاظتی بر تغییرات ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در مواجهه با فلز مس.

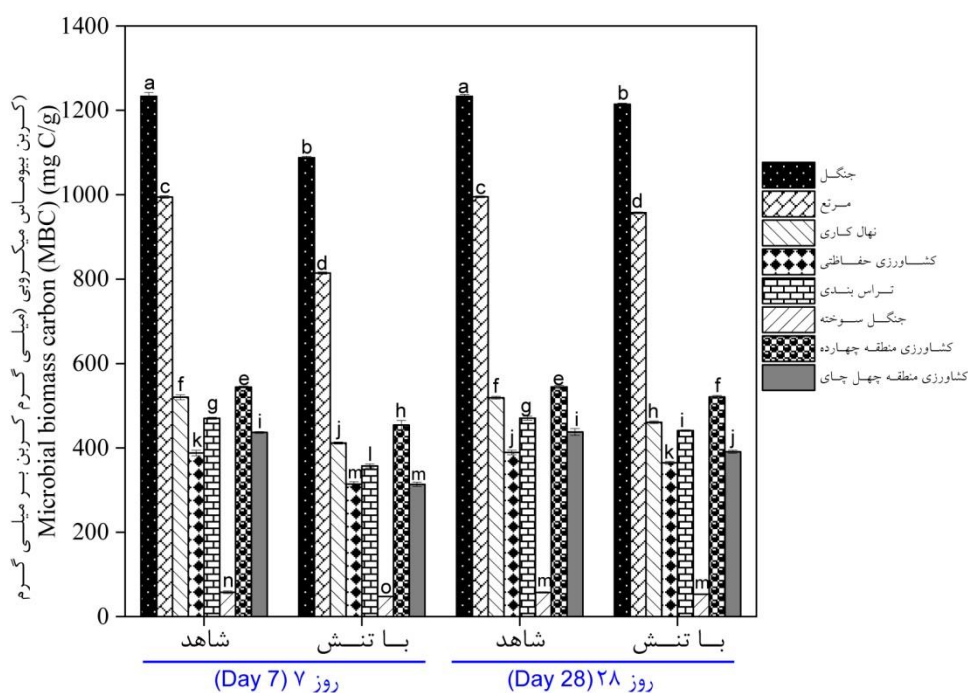
Figure 6. The effect of conservation practices on soil cation-exchange capacity (CEC) changes in exposure to copper metal.

حفاظتی (۳۶۴/۶۷ میلی‌گرم کربن بر گرم خاک) و کشاورزی مناطق چهارده (۵۲۰/۶ میلی‌گرم کربن بر گرم خاک) و چهل چای (۳۹۰/۶ میلی‌گرم کربن بر گرم خاک) دارند که نشان‌دهنده اثر مثبت پوشش گیاهی در حفظ فعالیت میکروبی خاک است (شکل ۷). میزان بیش‌تر بیوماس میکروبی در کشاورزی مرسوم نسبت به کشاورزی حفاظتی می‌تواند ناشی از مجموعه‌ای از عوامل مدیریتی و زیست‌محیطی باشد

اثر تنش مس بر تغییرات ویژگی‌های زیستی خاک: بیوماس میکروبی خاک در جنگل (۱۲۳۳/۳ میلی‌گرم کربن بر گرم خاک) و مرتع (۹۹۵ میلی‌گرم کربن بر گرم خاک) بیش‌ترین مقدار را دارد، در حالی که جنگل سوخته (۴۷/۶ میلی‌گرم کربن بر گرم خاک) کم‌ترین میزان را نشان می‌دهد. نهال‌کاری (۴۶۰/۶ میلی‌گرم کربن بر گرم خاک) و تراس‌بندی (۴۴۱ میلی‌گرم کربن بر گرم خاک) مقدار بالاتری نسبت به کشاورزی

که به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم بر فعالیت و رشد میکروارگانیسم‌های خاک تأثیر می‌گذارند. در کشاورزی مرسوم، استفاده مکرر از کودهای شیمیایی، به‌ویژه کودهای نیتروژنه، سبب تأمین سریع و فراوان منابع غذایی معدنی برای میکروب‌ها می‌شود که می‌تواند منجر به افزایش بیوماس میکروبی در کوتاه‌مدت گردد، اگرچه این روند ممکن است پایداری اکولوژیکی نداشته باشد (۴۴). همچنین، در این شیوه، خاک به‌طور مکرر شخم زده می‌شود و این عمل با افزایش تماس هوا با خاک، منجر به افزایش اکسیژن و تسریع تجزیه مواد آلی موجود می‌شود که خود زمینه فعالیت سریع‌تر میکروارگانیسم‌ها را فراهم می‌کند (۲). در مقابل، کشاورزی حفاظتی با کاهش یا حذف شخم و تأکید بر حفظ بقایای گیاهی در سطح خاک، موجب حفظ رطوبت، افزایش کربن آلی و پایداری زیستگاه میکروبی در درازمدت می‌شود، اما ممکن است به‌دلیل شرایط محدودکننده‌ای مانند تهویه کم‌تر، کاهش دمای خاک در اوایل فصل رشد یا پایداری مواد آلی سخت‌تجزیه‌پذیر، نرخ رشد میکروبی در کوتاه‌مدت کاهش یابد. بنابراین، هرچند کشاورزی حفاظتی از منظر کیفیت خاک و پایداری بلندمدت مزایای بیشتری دارد، اما در سنجش‌های اولیه یا در شرایط خاص، ممکن است بیوماس میکروبی کم‌تری نسبت به سامانه‌های مرسوم نشان دهد که این موضوع نباید به‌عنوان ضعف عملکرد اکولوژیکی آن تفسیر شود، بلکه بیانگر دینامیک متفاوتی از چرخه‌های زیستی در این دو رویکرد کشاورزی است. عملیات حفاظتی مانند تراسبندی و کشاورزی حفاظتی نسبت به کشاورزی متداول وضعیت بهتری داشته و توانسته‌اند کاهش بیوماس

میکروبی را محدود نمایند. تحت تنش، کاهش این ویژگی در همه کاربری‌ها مشاهده شد. اما در روز ۲۸ ام، کاربری جنگل (۱۲۱۴/۶ میلی‌گرم کربن بر گرم خاک) و مرتع‌کاری (۹۵۷/۳ میلی‌گرم کربن بر گرم خاک) مقاومت بیشتری نشان دادند. فعالیت میکروارگانیسم‌های مرتبط با کربن بیوماس میکروبی خاک نسبت به فلزات سنگین بسیار حساس است و در صورت غلظت بالای آن‌ها می‌تواند به سرعت کاهش یابد (۳۲). مس همواره به‌عنوان یک عامل آنتی‌باکتریال قوی شناخته شده است و می‌تواند در مقادیر بهینه در خاک اثرات مثبت (کنترل و مهار رشد باکتری‌ها و میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا در خاک) و در مقادیر بالا باعث اثرات منفی (کاهش و متوقف کردن رشد میکروارگانیسم‌های مفید در خاک) گردد (۲۷، ۴۵، ۴۶). کاهش بیوماس میکروبی خاک در اثر تنش آلودگی مس به‌دلیل اثرات سمی این فلز بر میکروارگانیسم‌ها، اختلال در عملکرد آنزیم‌ها و محدودیت در دسترسی به مواد مغذی رخ داده است. یون‌های مس می‌توانند به ساختارهای سلولی و آنزیمی میکروب‌ها آسیب رسانده و منجر به کاهش فعالیت‌های زیستی و مرگ سلولی شوند (۴۷). در جنگل سوخته و کشاورزی سنتی، بیوماس میکروبی به‌دلیل تخریب خاک و کاهش مواد آلی شدیداً کاهش یافته است. این مناطق ظرفیت بافری کم‌تری داشته و به سمیت فلزی حساس‌ترند. در مقابل، جنگل و مرتع‌کاری به‌دلیل پوشش گیاهی متراکم و مواد آلی بیشتر، مقاومت بیشتری نشان داده‌اند. مواد آلی بالاتر در این کاربری‌ها، سمیت مس را کاهش داده و شرایط بهتری برای میکروارگانیسم‌ها فراهم کرده است.



شکل ۷- اثر عملیات حفاظتی بر تغییرات کربن بیوماس میکروبی خاک در مواجهه با فلز مس.

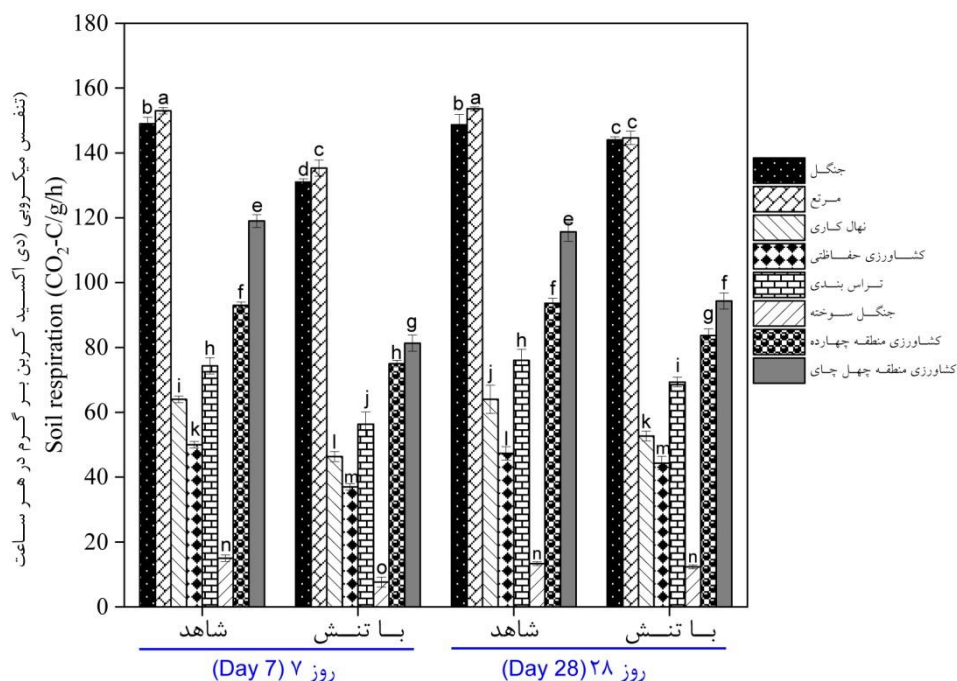
Figure 7. The effect of conservation practices on soil microbial biomass carbon (MBC) changes in exposure to copper metal.

بهبود تنفس میکروبی نقش مثبت داشته‌اند (شکل ۸). تنفس میکروبی خاک به فرآیند تبدیل مواد آلی و سایر ترکیبات شیمیایی به انرژی از طریق فعالیت میکروبی اشاره دارد (۴۸). علت کاهش تنفس میکروبی خاک اختلال در فعالیت زیستی میکروارگانیسم‌ها به دلیل سمیت فلزات سنگین است. یون‌های مس با اختلال در عملکرد آنزیم‌ها و تخریب دیواره سلولی، فعالیت متابولیکی میکروارگانیسم‌ها را کاهش داده و منجر به افت تولید دی‌اکسیدکربن (CO_2) می‌شوند (۴۵). هم‌چنین، کاهش بیوماس میکروبی که به‌عنوان منبع اصلی فرآیندهای تنفسی عمل می‌کند، نقش مهمی در این کاهش داشته است. به دلیل اثر آنتاگونیستی مس در معدنی‌شدن کربن در خاک، تنفس میکروبی به‌طور قابل‌توجهی کاهش می‌یابد (۴۹). سلطانا و چاودوری (۲۰۲۲) گزارش کردند که سرعت تنفس میکروبی خاک با افزایش غلظت فلزات سنگین (مس، روی و کادمیم) نسبت به تیمار شاهد کاهش یافته است (۴۹).

تنفس میکروبی خاک در جنگل (CO_2 ۱۴۴) گرم خاک در هر ساعت) و مرتع (CO_2 ۱۴۴/۶) گرم خاک در هر ساعت) بیش‌ترین مقدار را داشته و در جنگل سوخته (CO_2 ۱۲/۳) گرم خاک در هر ساعت) کم‌ترین میزان مشاهده شده است. کاهش شدید تنفس در جنگل سوخته و کشاورزی سنتی (CO_2 ۸۳/۶ و ۹۴/۳ گرم خاک در هر ساعت) نشان‌دهنده افت فعالیت میکروبی به دلیل تخریب خاک و کاهش مواد آلی است. در مقابل، نهال‌کاری (CO_2 ۵۲/۶) گرم خاک در هر ساعت) و تراس‌بندی (CO_2 ۶۹/۳) گرم خاک در هر ساعت) نسبت به کشاورزی حفاظتی (CO_2 ۴۴/۳) گرم خاک در هر ساعت) مقاومت بیشتری به تنش نشان داده‌اند. کاهش تنفس میکروبی تحت تنش در همه کاربری‌ها رخ داده اما در جنگل و مرتع، به دلیل مواد آلی بیش‌تر و شرایط خاک بهتر، شدت کاهش کم‌تر بوده است. عملیات حفاظتی مانند تراس‌بندی و مرتع‌کاری در

سنگین در خاک‌های کنار جاده‌های ترکیه بر فعالیت‌های فعالیت تنفس میکروبی و آنزیمی خاک تأثیر منفی داشته است (۵۱).

یزدان‌پناه و همکاران (۲۰۰۸) نیز گزارش کردند که کادمیم و روی باعث ایجاد فاز تأخیری در تنفس میکروبی خاک در سوبسترا می‌شود (۵۰). گولسر و اردوغان (۲۰۰۸) گزارش کردند که آلودگی فلزات



شکل ۸- اثر تنش آلودگی مس بر تغییرات تنفس میکروبی خاک در کاربری‌های زمین مختلف.

Figure 8. The effect of copper pollution stress on soil respiration changes in different land uses.

منطقه چهل چای (به ترتیب ۰/۴۸ و ۰/۳۱) و جنگل سوخته (به ترتیب ۰/۶۷ و ۰/۶۵) نشان دادند که بیانگر آسیب‌پذیری بالای این مناطق به کاهش منابع آلی و عناصر غذایی است. ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) با دامنه مقاومت ۰/۸۹ تا +۱، مقاومت بیشتری به‌ویژه در جنگل‌ها (+۱) و مراتع (۰/۹۹) از خود نشان داد که می‌تواند ناشی از وجود مواد آلی پایدارتر و ساختار بهتر خاک باشد. در مقابل، شاخص‌های زیستی شامل بیوماس میکروبی و تنفس میکروبی خاک به ترتیب با دامنه مقاومت ۰/۴۸ تا ۰/۷ و ۰/۵ تا ۰/۷۴، حساسیت بیشتری به تنش آلودگی مس نشان دادند. این کاهش در کاربری‌های کشاورزی منطقه چهل چای (به ترتیب

تأثیر عملیات حفاظتی بر مقاومت خاک: نتایج نشان داد که تنش آلودگی مس تفاوت‌های قابل‌توجهی در پایداری و مقاومت ویژگی‌های شیمیایی و زیستی خاک در کاربری‌های مختلف دارد (جدول ۳). شاخص pH بیش‌ترین مقاومت را در تمامی کاربری‌ها نشان داد (۰/۹۲-۰/۹۹) که بیانگر پایداری نسبی این ویژگی در برابر تنش فلزی است. هدایت الکتریکی (EC) نیز مقاومت قابل‌قبولی داشت (۰/۸۶-۰/۹۶) و کم‌ترین کاهش را در کاربری‌های جنگلی (۰/۹۴) و مراتع (۰/۹۶) تجربه کرد. کربن آلی و نیتروژن کل، به‌عنوان شاخص‌های حاصلخیزی، مقاومت کمتری را به‌ویژه در کاربری‌های تخریب‌شده مانند کشاورزی

۰/۴۸ و ۰/۵ و تراسبندی (به ترتیب ۰/۵۵ و ۰/۵۳) چشمگیرتر بوده و به ضعف عملکرد میکروبی و کاهش فعالیت تجزیه‌کننده‌های آلی اشاره دارد. به‌طور کلی، کاربری‌های جنگل و مرتع‌کاری به دلیل پوشش گیاهی پایدارتر، مواد آلی غنی‌تر و فعالیت زیستی مطلوب‌تر، مقاومت بیشتری در برابر تنش آلودگی مس نشان دادند. در مقابل، کاربری‌های تخریب‌شده مانند جنگل سوخته و کشاورزی سنتی به دلیل کاهش مواد آلی، فعالیت زیستی ضعیف‌تر و ظرفیت کم‌تر نگهداری عناصر غذایی، آسیب‌پذیری بیشتری داشتند. این یافته‌ها بر ضرورت اجرای مدیریت حفاظتی، بازسازی زیستی و استفاده از اصلاح‌کننده‌های آلی برای ارتقای تاب‌آوری خاک در مناطق حساس تأکید می‌کنند. با اعمال کشاورزی حفاظتی، مقدار کربن آلی به ۰/۸۲، بیوماس میکروبی خاک به ۰/۵۴ و تنفس میکروبی به ۰/۵۳ افزایش یافته است، که به‌ترتیب افزایش ۷۸، ۱۲/۵ و ۶ درصدی را نسبت به کشاورزی منطقه چهل‌چای نشان می‌دهد.

جدول ۳- نتایج اندازه‌گیری مقاومت برای متغیرهای خاک پس از تنش آلودگی مس در منطقه چهل چای و چهارده استان گلستان.

Table 3. The results of measuring soil resistance for soil variables after copper stress pollution in Chehel-Chai and Charadeh regions of Golestan province.

کاربری‌ها Land use	pH	EC	کربن آلی OC	نیترژن کل Total nitrogen	ظرفیت تبادل کاتیونی CEC	بیوماس میکروبی خاک MBC	تنفس میکروبی Soil respiration
جنگل Forest	0.99	0.94	0.92	0.98	1.0	0.70	0.74
مرتع‌کاری Rangeland	0.99	0.96	0.83	0.95	0.99	0.63	0.71
نهال کاری Seedling	0.96	0.89	0.75	0.87	0.99	0.57	0.51
کشاورزی حفاظتی Conservation agriculture	0.98	0.91	0.82	0.98	0.96	0.54	0.53
تراسبندی Terracing	0.94	0.89	0.64	0.80	0.95	0.55	0.53
جنگل سوخته Burned forest	0.92	0.86	0.67	0.65	0.89	0.59	0.53
کشاورزی منطقه چهارده Agriculture of the Charadeh region	0.96	0.91	0.46	0.61	0.96	0.65	0.61
کشاورزی منطقه چهل‌چای Agriculture of the Chehel-Chai region	0.93	0.88	0.48	0.31	0.95	0.48	0.50

تأثیر عملیات حفاظتی بر تاب‌آوری خاک: نتایج حاصل از ارزیابی تاب‌آوری خاک برای متغیرهای شیمیایی و زیستی در منطقه چهل‌چای و چهارده استان گلستان پس از تنش آلودگی مس نشان‌دهنده الگوهای متفاوتی در پاسخ کاربری‌های مختلف و پایداری ویژگی‌های خاک در دو بازه زمانی ۷ و ۲۸ روز است (جدول ۴). در روز ۷، شاخص pH بیش‌ترین تاب‌آوری را در کاربری نهال‌کاری (۰/۶۵۲)

و کم‌ترین مقدار را در تراسبندی (۰/۰۶۷) نشان داد، درحالی‌که هدایت الکتریکی (EC) نوسانات زیادی داشت و در مراتع (۰/۱۴-) کاهش یافت اما در کشاورزی حفاظتی (۰/۲۰۱) و جنگل (۰/۲۶۳) افزایش قابل‌توجه تاب‌آوری وجود داشت. شاخص‌های کربن آلی و نیتروژن کل به‌ویژه در کاربری‌های تخریب‌شده مانند جنگل سوخته (به ترتیب ۰/۲۲۲- و ۰/۳۹۵-) و تراسبندی به‌ترتیب (۰/۱۹۷- و ۰/۳۰۱-) کاهش محسوس تاب‌آوری داشتند که به آسیب‌پذیری بالای این مناطق اشاره دارد، درحالی‌که کاربری‌های جنگل (۰/۲۷۲ و ۰/۴۰۲) و مرتع‌کاری (۰/۲۸۵ و ۰/۱۸۳) تاب‌آوری بیشتری از خود نشان دادند. ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) در تمامی کاربری‌ها مقاومت مثبتی داشت، به‌ویژه در کاربری کشاورزی منطقه چهل‌چای (۰/۵۱۱) که نشان‌دهنده ظرفیت بالای این خاک برای حفظ عناصر غذایی است. با این حال، شاخص‌های زیستی شامل بیوماس میکروبی و تنفس میکروبی در روز ۷ کاهش بیشتری را تجربه کردند، به‌خصوص در جنگل سوخته و تراسبندی که به حساسیت بالای سیستم‌های زیستی اشاره دارد. در روز ۲۸، روند بهبودی در اغلب متغیرها مشاهده شد که نشان‌دهنده بازسازی نسبی سیستم خاک است. pH در تراسبندی (۰/۸۲۵) بیش‌ترین تاب‌آوری خاک را نشان داد، درحالی‌که هدایت الکتریکی (EC) در اغلب کاربری‌ها به‌ویژه در کشاورزی حفاظتی بهبود یافت. شاخص‌های کربن آلی و نیتروژن کل هم‌چنان در کاربری‌های تخریب‌شده مانند جنگل سوخته و کشاورزی حفاظتی کم‌تر بودند، اما در کاربری‌های پایدارتر مانند جنگل افزایش یافتند. ظرفیت تبادل کاتیونی در همه کاربری‌ها بهبود یافت، به‌خصوص در کشاورزی منطقه

چهل‌چای و کشاورزی حفاظتی شاخص‌های زیستی نیز در روز ۲۸ روند مثبتی داشتند؛ به‌عنوان مثال، بیوماس میکروبی خاک در کاربری‌های جنگل (۰/۸۴۶) و مراتع (۰/۷۱۴) بیش‌ترین تاب‌آوری را نشان دادند، درحالی‌که تنفس میکروبی نیز به‌طور قابل‌توجهی در کاربری‌های جنگل و کشاورزی حفاظتی بهبود تاب‌آوری خاک داشتند. این نتایج بیانگر آن است که کاربری‌های طبیعی مانند جنگل‌ها و مراتع به دلیل ساختار پایدارتر و فعالیت زیستی غنی‌تر، تاب‌آوری بیش‌تری در برابر تنش فلزی دارند، درحالی‌که کاربری‌های تخریب‌شده مانند جنگل سوخته و تراسبندی به دلیل کاهش مواد آلی و فعالیت زیستی کم، آسیب‌پذیری بیش‌تری نشان دادند. افزایش تاب‌آوری در روز ۲۸ به‌ویژه در شاخص‌های زیستی بیانگر توان بازسازی تدریجی خاک است، اما این فرآیند در کاربری‌های تخریب‌شده کندتر صورت می‌گیرد. این یافته‌ها بر اهمیت مدیریت پایدار خاک، اصلاح زیستی و کاربرد مواد آلی برای افزایش تاب‌آوری خاک در مناطق آسیب‌پذیر تأکید می‌کنند. به‌طورکلی، در شاخص تاب‌آوری نیز در روز هفتم پس از تنش آلودگی، کربن آلی از ۰/۲۷۲ در جنگل به ۰/۱۷۹ در کشاورزی منطقه چهل‌چای کاهش یافته که معادل کاهش ۳۴ درصدی است. نیتروژن کل نیز از ۰/۴۰۲ در جنگل به ۰/۱۱۶ در کشاورزی منطقه چهل‌چای رسیده که ۷۲ درصد کاهش نشان می‌دهد. با این حال، در روز ۲۸، اعمال کشاورزی حفاظتی موجب افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک از ۰/۱۳۳ در کشاورزی منطقه چهارده به ۰/۵۸۳ و بیوماس میکروبی از ۰/۱۱۴ به ۰/۶۶۱ شده است که به ترتیب افزایش ۳۳۸ و ۴۸۰ درصدی را نشان می‌دهد.

جدول ۴- نتایج اندازه‌گیری تاب‌آوری خاک برای متغیرهای خاک پس از تنش آلودگی مس در منطقه چهل چای و چهارده استان گلستان.

Table 4. The results of measuring soil resilience for soil variables after copper stress pollution in Chehel-Chai and Charadeh regions of Golestan province.

زمان Time	کاربری‌ها Land use	pH	EC	کربن آلی OC	نیترژن کل Total nitrogen	ظرفیت تبادل کاتیونی CEC	بیوماس میکروبی خاک MBC	تنفس میکروبی Soil respiration
روز ۷ Day 7	جنگل Forest	0.289	0.263	0.272	0.402	0.348	0.207	0.114
	مرتع‌کاری Rangeland	0.248	-0.140	0.285	0.183	0.242	0.114	0.196
	نهال‌کاری Seedling	0.652	0.428	0.076	0.204	0.244	0.132	0.075
	کشاورزی حفاظتی Conservation agriculture	0.145	0.201	-0.045	-0.705	0.288	0.227	0.049
	تراس‌بندی Terracing	0.067	-0.062	-0.197	-0.301	0.123	0.096	0.147
	جنگل سوخته Burned forest	0.064	0.110	-0.222	-0.395	0.134	0.202	-0.266
	کشاورزی منطقه چهارده Agriculture of the Charadeh region	0.133	0.165	-0.064	-0.230	0.133	0.114	0.113
	کشاورزی منطقه چهل چای Agriculture of the Chehel-Chai region	0.086	0.249	-0.179	-0.116	0.511	0.108	0.017
	جنگل Forest	0.126	0.304	0.257	0.433	0.549	0.846	0.670
	مرتع‌کاری Rangeland	0.449	0.365	0.337	0.298	0.131	0.714	0.492
	نهال‌کاری Seedling	0.344	0.349	0.046	-0.736	0.293	0.418	0.302
	کشاورزی حفاظتی Conservation agriculture	0.373	0.543	-0.297	-0.881	0.583	0.661	0.654
	تراس‌بندی Terracing	0.825	-0.177	-0.200	-0.582	0.296	0.644	0.575
	جنگل سوخته Burned forest	0.306	0.466	-0.399	-0.458	0.385	0.548	0.605
روز ۲۸ Day 28	کشاورزی منطقه چهارده Agriculture of the Charadeh region	0.526	0.201	-0.169	-0.407	0.489	0.650	0.388
	کشاورزی منطقه چهل چای Agriculture of the Chehel-Chai region	0.270	0.420	-0.296	-0.039	0.651	0.534	0.293

نتیجه‌گیری کلی

نتایج بررسی تأثیر تنش آلودگی مس بر ویژگی‌های شیمیایی و زیستی خاک در کاربری‌های مختلف منطقه چهل چای و چهارده استان گلستان نشان داد که کاربری‌های طبیعی مانند جنگل‌ها و مراتع به دلیل ساختار پایدارتر و فعالیت زیستی بالاتر،

مقاومت و تاب‌آوری بیشتری در برابر این تنش دارند، درحالی‌که کاربری‌های تخریب‌شده مانند جنگل سوخته و تراس‌بندی آسیب‌پذیری بیشتری را نشان دادند. شاخص‌های شیمیایی مانند pH و ظرفیت تبادل کاتیونی ثبات نسبی داشتند، اما شاخص‌های زیستی شامل بیوماس میکروبی و تنفس میکروبی کاهش

جنگل‌ها و مراتع پایدارتر است، اما این فرآیند در مناطق تخریب‌شده کندتر بوده و بر نیاز به مدیریت پایدار، اصلاح زیستی و تقویت مواد آلی برای افزایش تاب‌آوری خاک تأکید دارد.

بیش‌تری را تجربه کردند که بیانگر حساسیت بالای سیستم‌های زیستی به تنش فلزی است. بهبود تدریجی این ویژگی‌ها در بازه ۲۸ روزه نشان‌دهنده توان بازسازی خاک به‌ویژه در کاربری‌های طبیعی مانند

منابع

1. Blum, W. E. (2020). Basic concepts: Degradation, resilience, and rehabilitation. In *Methods for assessment of soil degradation* (pp. 1-16). CRC Press.
2. Lal, R. (1993). Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality, and sustainability. *Soil and Tillage Research*, 27(1-4), 1-8. doi.org/10.1016/0167-1987(93)90059-X.
3. Lal, R. (2015). Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, 7(5), 5875-5895. doi.org/10.3390/su7055875.
4. Ludwig, M., Wilmes, P., & Schrader, S. (2018). Measuring soil sustainability via soil resilience. *Science of the Total Environment*, 626, 1484-1493. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.043.
5. Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570-574. DOI:10.1126/science.1111772.
6. de Andrade Bonetti, J., Anghinoni, I., de Moraes, M. T., & Fink, J. R. (2017). Resilience of soils with different texture, mineralogy and organic matter under long-term conservation systems. *Soil and Tillage Research*, 174, 104-112. doi.org/10.1016/j.still.2017.06.008.
7. Lal, R. (1994). Sustainable land use and soil resilience. In: Greenland, J., Szabolcs, I. (Eds.), *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International, Wallingford, UK. pp. 41-67.
8. Kay, B. D., Rasiyah, V., & Perfect, E. (1994). Structural aspects of soil resilience. In: *Soil Resilience and Sustainable Land Use* (eds D.J. Greenland & I. Szabolcs). CAB International, Wallingford. pp. 449-469. DOI:10.1016/j.geoderma.2023.116346.
9. Blanco-Canqui, H., Lal, R., Blanco-Canqui, H., & Lal, R. (2008). Soil resilience and conservation. *Principles of Soil Conservation and Management*, 425-447. DOI:10.1007/978-1-4020-8709-7_16.
10. de Moraes Sá, J. C., Tivet, F., Lal, R., Briedis, C., Hartman, D. C., dos Santos, J. Z., & dos Santos, J. B. (2014). Long-term tillage systems impacts on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research*, 136, 38-50. DOI:10.1016/j.still.2013.09.010.
11. Schaeffer, A., Amelung, W., Hollert, H., Kaestner, M., Kandeler, E., Kruse, J., ... & Roß-Nickoll, M. (2016). The impact of chemical pollution on the resilience of soils under multiple stresses: A conceptual framework for future research. *Science of the Total Environment*, 568, 1076-1085. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.161.
12. Flores, B. M., Staal, A., Jakovac, C. C., Hirota, M., Holmgren, M., & Oliveira, R. S. (2020). Soil erosion as a resilience drain in disturbed tropical forests. *Plant and Soil*, 450, 11-25. doi.org/10.1007/s11104-019-04097-8.
13. Allocca, C., Castrignanò, A., Nasta, P., & Romano, N. (2023). Regional-scale assessment of soil functions and resilience indicators: Accounting for change of support to estimate primary soil properties and their uncertainty. *Geoderma*, 431, 116339. DOI:10.1016/j.geoderma.2023.116339.
14. Song, W., Zhang, H., Li, X., Song, H., Niu, B., Shi, X., & Li, J. (2022). Safe

- utilization of cultivated land in high-risk areas of soil heavy metal pollution based on soil resilience. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 889069. **doi.org/10.3389/fenvs.2022.889069.**
15. Zhang, Y., Deng, H., Xue, H. J., Chen, X. Y., Cai, C., Deng, Y. C., & Zhong, W. H. (2016). The effects of soil microbial and physiochemical properties on resistance and resilience to copper perturbation across China. *Catena*, 147, 678-685. **doi.org/10.17820/eri.2020.7.2.097**
16. Mandal, U. K., Sharma, K. L., Venkanna, K., Pushpanjali, Adake, R. V., Masane, R. N., ... & Rao, C. S. (2017). Sustaining soil quality, resilience and critical carbon level under different cropping systems in semi-arid tropical Alfisol soils. *Current Science*, 1882-1895. **doi.org/10.1002/9780891187400.ch7.**
17. Lal, R. (2015). Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, 7(5), 5875-5895. **doi.org/10.3390/su7055875.**
18. Zandi, L., Jafarian, Z., Kavian, A., & Kooch, Y. (2021). Investigation of changes in soil microbial characteristics due to changes in the type and land use age (Case study: Kiasar Mazandaran rangelands). *Journal of Water and Soil Conservation*, 28(2), 103-121. **10.22069/jwsc.2021.18970.3444.** [In Persian]
19. Griffiths, B. S., Hallett, P. D., Kuan, H. L., Pitkin, Y., & Aitken, M. N. (2005). Biological and physical resilience of soil amended with heavy metal-contaminated sewage sludge. *European Journal of Soil Science*, 56(2), 197-206. **doi.org/ 10.1111/ j. 1365-2389. 2006. 00871.x.**
20. Olsen, S. R., Sommers, L. (1982) Phosphorus. In: AL. Page: Methods of Soil Analysis, Agron. No. 9, Part 2: Chemical and microbiological properties, (ed) Am. Soc. Agron., Madison, WI, USA, pp 40-430.
21. Gregorich, E. G., Greer, K. J., Anderson, D. W., & Liang, B. C. (1998). Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil and Tillage Research*, 47(3-4), 291-302. **DOI: 10.1016/S0167-1987(98)00117-2.**
22. De Vos, B., Lettens, S., Muys, B., & Deckers, J. A. (2007). Walkley-Black analysis of forest soil organic carbon: recovery, limitations and uncertainty. *Soil Use and Management*, 23(3), 221-229. **doi.org/ 10.1111/ j. 1475-2743. 2007. 00084.x.**
23. Strickland, T. C., & Sollins, P. (1987). Improved method for separating light- and heavy-fraction organic material from soil. *Soil Science Society of America Journal*, 51(5), 1390-1393. **doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050056x.**
24. Chhonkar, P. K., Bhadraray, S., Patra, A. K., & Purakayastha, T. J. (2007): Experiments in Soil Biology and Biochemistry, p. 182. Westville Publishing House, New Delhi, India. **doi: 10.1007/s12088-007-0037-3.**
25. Vance, E. D., Brookes, P. C., & Jenkinson, D. S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(6), 703-707. **doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6.**
26. Orwin, K. H., & Wardle, D. A. (2004). New indices for quantifying the resistance and resilience of soil biota to exogenous disturbances. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(11), 1907-1912. **doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.04.036.**
27. Francaviglia, R., Almagro, M., & Vicente-Vicente, J. L. (2023). Conservation agriculture and soil organic carbon: Principles, processes, practices and policy options. *Soil Systems*, 7(1), 17. **doi.org/10.3390/soilsystems7010017.**
28. Alloway, B. J. (2013). Sources of heavy metals and metalloids in soils. Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability, 11-50. **doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7.**
29. Alloway, B. J. (2013). Heavy metals and metalloids as micronutrients for plants and animals. Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in

- soils and their bioavailability, 195-209. DOI:10.1007/978-94-007-4470-7_7.
30. Naz, M., Dai, Z., Hussain, S., Tariq, M., Danish, S., Ullah Khan, I., Qi, S., & Du, D. (2022). The soil pH and heavy metals revealed their impact on soil microbial community. *Journal of Environmental Management*, 321, 115770. doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115770.
31. Khan, M. J., & Jones, D. L. (2009). Effect of composts, lime and diammonium phosphate on the phytoavailability of heavy metals in a copper mine tailing soil. *Pedosphere*, 19(5), 631-641. doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60167-7.
32. Sakin, E., Yanardağ, İ. H., Ramazanoğlu, E., & Yalçın, H. (2024). Enzyme activities and heavy metal interactions in calcareous soils under different land uses. *International Journal of Phytoremediation*, 26(2), 273-286. doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e24820.
33. Ouhadi, V. R., Yong, R. N., Shariatmadari, N., Saeidijam, S., Goodarzi, A. R., & Safari-Zanjani, M. (2010). Impact of carbonate on the efficiency of heavy metal removal from kaolinite soil by the electrokinetic soil remediation method. *Journal of Hazardous Materials*, 173(1-3), 87-94. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.08.052.
34. Maharlouei, Z. D., Fekri, M., Saljoqi, A., Mahmoodabadi, M., & Hejazi, M. (2021). Effect of modified biochar on the availability of some heavy metals speciation and investigation of contaminated calcareous soil. *Environmental Earth Sciences*, 80, 1-20. DOI:10.2478/agri-2022-0005.
35. Enya, O., Heaney, N., Iniyama, G., & Lin, C. (2020). Effects of heavy metals on organic matter decomposition in inundated soils: Microcosm experiment and field examination. *Science of the Total Environment*, 724, 138223. DOI:10.1080/15226514.2023.2238818.
36. Li, Y. T., Becquer, T., Quantin, C., Benedetti, M., Lavelle, P., & Dai, J. (2006). Availability of different organic carbon fractions of paddy soils under two heavy metal contamination levels. *Acta Ecologica Sinica Eco-Journal*, 25(6), 138-145. doi.org/10.2134/jeq2006.0304.
37. Quenea, K., Lamy, I., Winterton, P., Bermond, A., & Dumat, C. (2009). Interactions between metals and soil organic matter in various particle size fractions of soil contaminated with waste water. *Geoderma*, 149(3-4), 217-223. doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.11.037.
38. Chen, Y. P., Liu, Q., Liu, Y. J., Jia, F. A., & He, X. H. (2014). Responses of soil microbial activity to cadmium pollution and elevated CO₂. *Scientific Reports*, 4(1), 4287. doi.org/10.1038/srep04287.
39. Clemente, R., Escolar, Á., & Bernal, M. P. (2006). Heavy metals fractionation and organic matter mineralisation in contaminated calcareous soil amended with organic materials. *Bioresource Technology*, 97(15), 1894-1901. DOI:10.1016/j.biortech.2005.08.018.
40. Zwoliński, J. (1994). Rates of organic matter decomposition in forests polluted with heavy metals. *Ecological Engineering*, 3(1), 17-26. doi.org/10.1016/0925-8574(94)90008-6.
41. Renella, G., Landi, L., & Nannipieri, P. (2004). Degradation of low molecular weight organic acids complexed with heavy metals in soil. *Geoderma*, 122(2-4), 311-315. DOI:10.1046/j.1351-0754.2003.0556.x.
42. Yang, Y., Chen, Y. X., Tian, G. M., & Zhang, Z. J. (2005). Microbial activity related to N cycling in the rhizosphere of maize stressed by heavy metals. *Journal of Environmental Sciences*, 17(3), 448-451.
43. Nwuche, C. O., & Ugoji, E. O. (2008). Effects of heavy metal pollution on the soil microbial activity. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 5, 409-414. DOI:10.1007/BF03326036.
44. Li, M., Ren, L., Zhang, J., Luo, L., Qin, P., Zhou, Y., ... & Chen, A. (2019). Population characteristics and influential

- factors of nitrogen cycling functional genes in heavy metal contaminated soil remediated by biochar and compost. *Science of the Total Environment*, 651, 2166-2174. **DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.10.152.**
- 45.Sharma, P., Goyal, D., & Chudasama, B. (2021). Ecotoxicity of as-synthesised copper nanoparticles on soil bacteria. *IET nanobiotechnology*, 15(2), 236-245. **DOI: 10.1049/nbt2.12039.**
- 46.Lamichhane, J. R., Osdaghi, E., Behlau, F., Köhl, J., Jones, J. B., & Aubertot, J. N. (2018). Thirteen decades of antimicrobial copper compounds applied in agriculture. *A review. Agronomy for Sustainable Development*, 38(3), 28. **DOI: 10.1007/s13593-018-0503-9.**
- 47.Cornu, J. Y., Huguenot, D., Jézéquel, K., Lollier, M., & Lebeau, T. (2017). Bioremediation of copper-contaminated soils by bacteria. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 33, 1-9. **DOI:10.1007/s11274-016-2191-4.**
- 48.Malekzadeh, E., Tatari, A., & Dehghani Firouzabadi, M. (2024). Effects of biodegradation of starch-nanocellulose films incorporated with black tea extract on soil quality. *Scientific Reports*, 14(1), 18817. **DOI: 10.1038/s41598-024-69841-2.**
- 49.Sultana, T., & Chowdhury, M. H. (2022). Effect of heavy metal on soil respiration. *African Journal of Advanced Pure and Applied Sciences (AJAPAS)*, 133-138.
- 50.Yazdan Panah, N., Fotovat, A., Lakzian, A., & Hagniya, G. H. (2008). The effect of heavy metals (Cd and Zn) on microbial respiration in calcareous and noncalcareous soils. *Journal of Water and Soil*, 22(1), 135-145. [In Persian]
- 51.Gülser, F., & Erdoğan, E. (2008). The effects of heavy metal pollution on enzyme activities and basal soil respiration of roadside soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, 145, 127-133. **DOI: 10.1007/s10661-007-0022-7.**

