اثر تغییر کاربری روی برخی مشخصه‌های زیستی خاک در مراتع منطقه سهرین استان زنجان

چکیده

امروزه اراضی مرتعی وسیعی تغییر کاربری یافته‌اند که این تغییرات تهدیدی جدی برای سلامت زیست‌بوم خاک محسوب می‌شوند. در این پژوهش اثر تغییر کاربری روی برخی مشخصه‌های زیستی خاک در مراتع منطقه سهرین استان زنجان مورد مطالعه قرار گرفت. آزمایشی فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی اجرا شد و ۲۴ نمونه خاک از سه منطقه شامل اراضی با کاربری مرتع، اراضی که در کمتر از ۱۰ سال گذشته از مرتع به کشاورزی تغییر کاربری یافته‌اند و اراضی که بیش از ۳۰ سال از مرتع به کشاورزی تغییر کاربری یافته‌اند از دو عمق صفر تا ۱۵ و ۱۵ تا ۳۰ سانتی‌متر جمع‌آوری شدند. نتایج نشان داد که تنفس پایه میکروبی خاک، تنفس تحریک شده با بستره، زیست‌توده میکروبی، میزان فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، فسفاتاز اسیدی و قلیایی، ماده آلی، نیتروژن کل، فسفر قابل جذب، نسبت کربن به نیتروژن و سهم میکروبی در اراضی مرتعی بیش از سایر کاربری‌ها بود. جمعیت ریزجاندارن حل‌کننده فسفات در کاربری کشاورزی (کشت بیش از ۳۰ سال) بیشتر از سایر کاربری‌ها بود. مقادیر بالاتری از سهم متابولیک و سهم تنفس میکروبی که نشان‌دهنده اختلال در زیست‌بوم خاک هستند در کاربری کشاورزی با تاریخچه تغییر کاربری کمتر از ۱۰ سال مشاهده شد. بنابراین، تغییر کاربری اراضی سبب تحت فشار قرار دادن عملکرد زیست‌بوم شده و درنتیجه کاهش کیفیت زیستی خاک را به همراه دارد. در بلندمدت با تغییر کاربری از مرتع به کشاورزی وضعیت زیستی خاک بهبود یافت؛ اما همچنان با وضعیت پایه و ایده‌آل خود تفاوت قابل‌توجهی نشان می‌دهد.

واژه‌های کلیدی: *تغییر کاربری، سلامت خاک، شناسه‌های اکوفیزیولوژیک، مشخصه‌های زیستی خاک*

The effect of land use change on some biological characteristics of soil in the rangelands of Sohrein region, Zanjan province

Abstract

Nowadays, vast areas of rangelands have undergone land use changes, which can seriously threaten the fate of soil ecosystem health. In this research, the effect of land use change on some biological characteristics of soil was studied in the rangelands of the Sohrein region in Zanjan province. A factorial experiment in a completely randomized design was conducted, and 24 soil samples were collected from three land uses: rangeland areas, areas converted from rangeland to farmlands less than ten years ago, and areas converted over 30 years ago at two depths 0-15 and 15-30 cm. The results showed that basal soil microbial respiration, substrate-induced respiration, microbial biomass, activities of urease, acid and alkaline phosphatase enzymes, soil organic matter, total nitrogen, available phosphorus, carbon to nitrogen ratio, and microbial quotient were higher in rangelands compared to other land uses. The population of phosphate-solubilizing microorganisms was higher in farmlands with more than 30 years of cultivation than in other land uses. Higher values of metabolic and microbial respiration quotients, which indicate ecological disorders, were observed in farmlands with less than ten years of cultivation. As a result, changes in land use have put pressure on ecosystem performance, leading to a decline in soil biological quality. In the long term, the conversion of rangelands to agricultural lands has improved soil biological conditions, although there remains a notable deviation from its original and ideal state.

Keywords: *Eco-physiological indices, Land use change, Soil biological properties, Soil health*

مقدمه

رشد روزافزون جمعیت در دنیا تقاضا برای افزایش بهره‌برداری از اراضی را در پی دارد (Drobnik, 2019). منابع خاک به‌شدت تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار می‌گیرند و چالش‌های بزرگ جهانی از جمله گرمایش زمین مدیریت پایدار منابع خاک را دشوار می‌سازند (Sajan et al., 2022). عوامل طبیعی و انسانی با تغییر الگوهای کاربری زمین موجب تخریب ساختار خاک شده و فرایندهای بوم‌شناختی را مختل می‌سازند که منجر به مجموعه‌ای از مشکلات مانند فرسایش خاک و کاهش تنوع زیستی می‌گردد (Bian et al., 2023). در این میان خاک‌های مراتع، مخازن مهم کربن هستند که تقریباً ۳۰ درصد از ذخایر کربن جهان را به شکل زیست‌توده ریشه و کربن آلی خاک در خود ذخیره می‌کنند (Bai & Cotrufo, 2022). گزارش‌هایی از سراسر جهان نشان می‌دهند که کربن آلی خاک پس از تبدیل جنگل‌های طبیعی یا مراتع دائمی به زمین‌های کشاورزی به میزان ۲۰ تا ۴۳ درصد کاهش یافته است؛ بنابراین عامل مهمی در عدم توازن کربن در زیست‌کره محسوب می‌شوند (Guo et al., 2016).

نوع بهره‌برداری از زمین تأثیر عمیقی بر جوامع میکروبی خاک دارد و نرخ چرخه‌های عناصر غذایی را تغییر می‌دهد؛ بنابراین هر گونه اختلال در این جوامع تأثیر نامطلوب بر حاصلخیزی خاک به‌دنبال خواهد داشت (Qin and Wang, 2022). زمانی که پوشش‌های طبیعی همچون مرتع دست‌کاری شده و به زمین‌های زراعی تبدیل می‌شوند، برداشت زیست‌توده روی زمین و اختلال در ساختمان خاک با اعمال خاک‌ورزی فشرده منجر به کاهش پوشش سطحی می‌گردد. به‌دنبال کاهش پوشش سطحی مواد آلی خاک کاهش یافته و تغییر شدید در عملکرد جامعه میکروبی خاک حاصل می‌شود (Raiesi & Salek-Gilani, 2020). ازآنجاکه مقاومت زیست‌بوم خاک در برابر اختلالات پیش‌آمده تا حدی به فعالیت‌های میکروبی آن بستگی دارد، بررسی و درک تغییرات شاخص‌های زیستی و بیوشیمیایی در شرایط تنش ممکن است به مدیریت بهتر این زیست‌بوم کمک کند (Delgado-Baquerizo et al., 2016).

در سال‌های اخیر پژوهشگران تأثیر تغییرات کاربری اراضی را بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک‌ها گزارش کرده‌اند (Kooch et al., 2022; Tellen & Yerima, 2018). در این میان ویژگی‌های زیستی و بیوشیمیایی خاک مشخصه‌هایی هستند که در کوتاه‌مدت به تغییرات محیطی پاسخ می‌دهند و برای ارزیابی سلامت خاک مناسب هستند. همچنین ویژگی‌های زیستی خاک مشخصه‌های اصلی کیفیت و باروری خاک هستند که به‌طور مؤثر در چرخه عناصر مغذی، فرایندهای مختلف بیوشیمیایی، حاصلخیزی طولانی‌مدت و جریان انرژی در خاک نقش دارند (Tellen & Yerima, 2018).

کربن زیست‌توده میکروبی خاک (MBC)[1] و فعالیت‌های آنزیمی پارامترهای میکروبی-بیوشیمیایی کلیدی هستند که به دلیل نقش آن‌ها در چرخه عناصر غذایی در پایش کیفیت و سلامت خاک مورد استفاده قرار می‌گیرند. در سال‌های اخیر، انواع مختلفی از شناسه‌های اکوفیزیولوژیک پیشنهاد شده‌اند که غالبا براساس ویژگی‌های بیوشیمیایی و میکروبیولوژیکی خاک هستند. ضریب متابولیک (qCO_2)، نسبت انتشار CO_2 یا تنفس میکروبی (BR)[2] به کربن زیست‌توده میکروبی)، آنتروپی میکروبی (qmic، نسبت کربن زیست‌توده میکروبی به کربن آلی) و سهم تنفس میکروبی (نسبت تنفس میکروبی به تنفس برانگیخته (SIR)[3]) به‌عنوان شناسه‌های حساس تغییرات در کیفیت خاک و اختلال در زیست‌بوم شناخته می‌شوند. این ویژگی‌ها در نهایت تحت تأثیر پوشش‌های مختلف زمین قرار می‌گیرند و به عنوان شاخص‌های کمی برای دینامیک کربن در خاک در نظر گرفته می‌شوند (Moghimian et al., 2019).

همچنین فعالیت آنزیم‌های خاک به‌عنوان یک شاخص حساس از تغییرات محیطی خاک می‌باشد. به‌طورکلی فعالیت آنزیمی با خواص فیزیکی و شیمیایی خاک همبستگی دارد و نشان‌دهنده جهت و شدت فرایندهای بیوشیمیایی خاک است و به عنوان یک شاخص ضروری برای ارزیابی کیفیت زیست‌محیطی خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد (Lu et al., 2023). مطالعات پیشین نشان داده‌اند که عواملی مانند نوع کاربری زمین، محتوای رطوبت و مواد آلی خاک، آب و هوا، pH و مدیریت کشاورزی تأثیر زیادی بر فعالیت‌های

1. Microbial biomass carbon (MBC)
2. Basal respiration (BR)
3. Substrate induced respiration (SIR)

آنزیمی خاک دارند (Ragot et al., 2017). هنگامی که اراضی مرتعی به کاربری دیگری تبدیل می‌شوند، ریزاقلیم خاک و برخی ویژگی‌های خاک تغییر می‌کنند. ریزاقلیم خاک اثر قابل‌توجهی بر جمعیت ریزجانداران خاکزی و رشد ریشه دارد که مهمترین تولیدکننده آنزیم در خاک هستند. همچنین تغییر در ماده آلی خاک نیز بر آنزیم‌های تولید شده توسط ریزجاندارن بسیار تأثیرگذار است زیرا بستره و انرژی را برای ریزجاندارن مولد آنزیم فراهم می‌کند (Zhang et al., 2020).

فعالیت آنزیمی خاک که نشان‌دهنده کارایی تبدیل عناصر غذایی است، می‌تواند به‌عنوان شاخصی برای حاصلخیزی خاک درنظر گرفته شود. به عنوان مثال، اوره‌آز نقش مهمی در تبدیل نیتروژن با هیدرولیز کردن ترکیبات آمید آلی به ترکیبات معدنی نیتروژن ایفا می‌کند. بنابراین، فعالیت اوره‌آز منعکس کننده ظرفیت تامین نیتروژن خاک است (Lu et al., 2023). پژوهشگران نشان دادند که فعالیت اوره‌آز ارتباط نزدیکی با ماده آلی خاک دارد و فعالیت این آنزیم در خاک‌هایی که کود شیمیایی نیتروژن به آن‌ها افزوده می‌شود بیشتر ازخاک‌های بدون کوددهی است و با افزایش میزان ماده آلی اضافه شده به خاک به طور خطی افزایش می‌یابد (Zhang et al., 2022).

پژوهشگران اظهار داشته‌اند که تغییرات در pH، ماده آلی خاک، فسفر قابل جذب و نیتروژن کل در نتیجه تغییرات آب و هوایی، مدیریت خاک و کاربری اراضی تأثیر قابل‌توجهی بر تنوع و فراوانی جامعه ریزجاندارن تولیدکننده فسفاتاز دارد (Neal et al., 2017; Ragot et al., 2017). همچنین گزارش شده است که نوع کاربری زمین بر فراوانی برخی از ژن‌های عملکردی از جمله ژن‌های فسفاتاز و فیتاز و ترکیب و تنوع ریزجاندارانی که در چرخه فسفر خاک شرکت می‌کنند بسیار اثرگذار می‌باشد (Neal et al., 2017). برخی پژوهشگران الگـــوی توزیـــع و تـــراکم جمعیتـــی ریزجانداران حل‌کننده فسفات (PSM)[1] را در کاربری‌های مختلف بررسی کرده و اظهار داشته‌اند که تغییرات در جمعیت PSM ممکن است به بسیاری از عامل‌ها ماننـد نوع کشت و نوع خاک (ویژگی‌های فیزیکی خاک، مقدار ماده آلی و فسفر خاک، pH و محتوای رطوبتی) ارتباط داشته باشد (Zhang et al., 2020; Azane et al., 2023). بنابراین، بررسی اثر تغییر کاربری بر فعالیت آنزیم فسفاتاز و فراوانی PSM برای دستیابی به اطلاعاتی در مورد تأثیر تغییر کاربری بر چرخه فسفر مهم است (Azene et al., 2023). مطالعات متعددی در مورد ریزجاندران خاک از جمله نقش آن‌ها در چرخه‌های بیوژئوشیمیایی خاک و اثرات تغییر کاربری و اقلیم زمین بر جوامع میکروبی خاک وجود دارد (Merloti et al., 2019; Liu et al., 2022). با این حال، اطلاعات بسیار کمی در مورد تأثیر تغییر کاربری بر فراوانی حل‌کننده‌های فسفات نامحلول وجود دارد (Azene et al., 2023).

با توجه به تبدیل گسترده اراضی مرتعی به اراضی زراعی، شناسایی اثرات این تغییرات بر تخریب خاک ضروری است. همچنین درک دقیق‌تر کیفیت خاک مرتع و اراضی مرتعی تغییر کاربری یافته، عمدتاً به‌واسطه مشخصه‌های زیستی خاک، برای توصیف و تعیین میزان تخریب خاک و نظارت بر برنامه‌های مدیریت و حفاظت پایدار خاک‌های مراتع مورد نیاز است (Raiesi & Salek-Gilani, 2020). در ایران مساحت مراتع بومی حدود ۸۵ میلیون هکتار است که نزدیک به ۵۲ درصد از مساحت کل کشور را به خود اختصاص داده است و نقش مهمی در حفاظت خاک، تولید دام و در نتیجه اقتصاد کشور دارند. در سراسر کشور، اراضی مرتعی به دلیل فشار چرای زیاد و تبدیل به اراضی کشاورزی دچار تخریب جدی می‌شوند (Zandi et al., 2017). با وجود مطالعاتی که در ارتباط با تأثیر تغییر کاربری مرتع به کشاورزی بر شرایط خاک در مناطق نیمه‌خشک ایران انجام شده است، مطالعات محدودی به بررسی اثر تغییر کاربری مرتع به اراضی دیم روی ویژگی‌های خاک پرداخته‌اند و پیامد تغییر کاربری مرتع به دیم‌زار بر ویژگی‌های زیستی خاک در کوتاه‌مدت و بلندمدت همچنان مشخص نیست. مطالعه حاضر با هدف ارزیابی برخی مشخصه‌های زیستی و شیمیایی خاک و برخی شناسه‌های اکوفیزیولوژیک به عنوان ابزار مفیدی برای توصیف شدت تخریب خاک پس از یک توالی تاریخی از تغییرات معمول کاربری زمین در مراتع بومی استان زنجان اجرا شده است.

روش‌شناسی پژوهش

توصیف منطقه مورد مطالعه

1. Phosphate solubilizing microorganisms

به‌منظور ارزیابی اثر تغییر کاربری اراضی مرتعی به کشاورزی (دیم) بر مشخصه‌های زیستی و شیمیایی و برخی شناسه‌های اکوفیزیولوژیک خاک، اراضی مرتعی تغییر کاربری یافته در منطقه سهرین واقع در شهرستان زنجان انتخاب شد. منطقه مورد نظر در حدفاصل طول جغرافیایی "۷ '۲۵ °۴۸ تا "۲۷ '۲۴ °۴۸ شرقی و عرض جغرافیایی "۵۵'۵۱ °۳۶ تا "۴۶ '۵۲ °۳۶ شمالی قرار دارد. این منطقه در شمال زنجان و در حدود ۱۴ کیلومتری آن واقع شده است. گونه‌های گیاهی غالب در مراتع منطقه شامل *Astragalus gossypinus*، *Elymus hispidus* و *Bromus tomentellus* می‌باشد. همچنین کشت رایج در منطقه مورد مطالعه غالبا گندم است. بر اساس داده‌های ایستگاه هواشناسی فرودگاه زنجان منطقه مورد مطالعه دارای متوسط بارندگی ۲۸۲ میلیمتر در سال و متوسط درجه حرارت سالانه ۱۱ درجه سلسیوس می‌باشد و دارای اقلیم نیمه‌خشک به روش دومارتن است. سایت‌های نمونه‌برداری با ارزیابی اطلاعات مربوط به کاربری اراضی، زمین‌شناسی، پستی‌وبلندی، پوشش گیاهی و کلاس‌های بافت خاک تعیین و مناطق مشابه از نظر شرایط آب‌وهوایی، موقعیت پستی‌وبلندی، مواد مادری و نوع خاک انتخاب شد. برای انجام این پژوهش سه منطقه مجاور با تاریخچه کاربری متفاوت استفاده شد که شامل اراضی با کاربری مرتع، اراضی که در کمتر از ۱۰ سال گذشته از مرتع به کشاورزی دیم تغییر کاربری یافته‌اند (کشت کمتر از ۱۰ سال) و اراضی که بیش از ۳۰ سال از مرتع به کشاورزی دیم تغییر کاربری یافته‌اند (کشت بیش از ۳۰ سال). اطلاعات مورد نیاز جهت انتخاب مناطق نمونه‌برداری طی مطالعات میدانی، مصاحبه با کشاورزان، بهره‌برداران و مدیران اراضی و داده‌های موجود اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان زنجان گردآوری و بررسی شد.

شکل ۱. تصاویر مناطق نمونه‌برداری در کاربری‌های مختلف (مرتع، کشاورزی کمتر از ۱۰ سال و کشاورزی بیش از ۳۰ سال)

نمونه‌برداری و آماده سازی نمونه‌ها

نمونه‌برداری در اوایل خرداد سال ۱۴۰۲ اجرا شد و ۴ قطعه ۱۰ متر در ۱۰ متر در هر کاربری انتخاب شد. در هر یک از این قطعه‌ها در دو عمق ۰–۱۵ و ۱۵–۳۰ سانتی‌متر با مخلوط کردن ۵ نمونه فرعی یک نمونه خاک مرکب برداشت شد. به این ترتیب از هر کاربری ۸ نمونه و در مجموع ۲۴ نمونه مرکب تهیه شد. با توجه به اینکه عوامل خاکی و محیطی می‌توانند تأثیر کلی تغییرات کاربری زمین بر ویژگی‌های خاک در این نوع مطالعات تحت تأثیر قرار دهند، کاربری‌هایی با ارتفاع، جهت و موقعیت شیب و مواد مادری مشابه انتخاب شدند. همچنین مناطق مطالعه شده دارای کلاس بافت خاک یکسانی بودند (لوم شنی). بعد از نمونه‌برداری، نمونه‌ها به آزمایشگاه منتقل گردید. بخشی از نمونه‌ها هوا خشک و از الک ۲ میلیمتری عبور داده شد و برای انجام آزمایش‌های شیمیایی نگهداری گردید و بخش دیگری از نمونه‌ها به منظور ارزیابی‌های زیستی در یخچال ۴ درجه سلسیوس نگهداری شدند.

اندازه‌گیری ویژگی‌های زیستی

برای اندازه‌گیری کربن زیست‌توده میکروبی پس از گازدهی با کلروفرم نمونه‌های خاک با استفاده از K_2SO_4 (۰/۵ مولار) عصاره‌گیری شد. کربن محلول در عصاره به روش اکسیداسیون با دی‌کرومات پتاسیم–تیتراسیون تعیین شد (Brookes et al., 1985). تنفس پایه

خاک بر پایه CO_2 تولید شده در طی خوابانیدن خاک در یک سیستم بسته و به دام انداختن CO_2 در محلول NaOH که، پس از آن با HCl تیتر می‌شود اندازه‌گیری شد (Alef & Nannipieri, 1995). تنفس تحریک شده ناشی از بستره گلوکز (تنفس برانگیخته (SIR) با اضافه‌کردن گلوکز (۰/۶ w/w %) طبق روش آیزرمیر همانند تنفس پایه به مدت ۶ ساعت اندازه‌گیری شد (Anderson & Domsch, 1990).

فعالیت آنزیم اوره‌آز به روش رنگ‌سنجی (Tabatabai and Bremner, 1972) و فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی و اسیدی با بستره پارانیتروفنیل فسفات (Tabatabai & Bremner, 1969) اندازه‌گیری شد. فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز برحسب میکروگرم پارانیتروفنل (pNP) در گرم خاک خشک در مدت خوابانیدن خاک (یک ساعت) و فعالیت آنزیم اوره‌آز برحسب میکروگرم نیتروژن در گرم خاک خشک در مدت خوابانیدن خاک (دو ساعت) بیان شد.

جمعیت ریزجاندارانی حل‌کننده فسفات (PSM) به روش تهیه سری رقت و کشت سطحی بر روی پلیت‌های حاوی محیط کشت پیکوفسکایا آگار برآورد شد (Nautiyal et al., 2000). ضریب متابولیکی (qCO_2) از نسبت BR به کربن زیست‌توده میکروبی محاسبه شد (Suman et al., 2006). سهم میکروبی یا (qmic) که نسبت کربن زیست‌توده میکروبی به کربن آلی می‌باشد محاسبه شد و مورد بررسی قرار گرفت (Conant et al., 2001). همچنین ضریب تنفس میکروبی که نسبت تنفس پایه خاک به تنفس برانگیخته است محاسبه گردید (Tripathy et al., 2014).

اندازه‌گیری ویژگی‌های شیمیایی

محتوای ماده آلی خاک (SOM) به روش احتراق مرطوب با دی‌کرومات پتاسیم به روش والکی – بلک (Black & Allison, 1965)، نیتروژن کل (TN)[1] به روش کجلدال (Bremner & Mulvaney, 1982)، واکنش خاک در عصاره گل اشباع (McLean, 1983)، هدایت الکتریکی عصاره گل اشباع خاک با استفاده از دستگاه (EC)[2]متر و محتوای فسفر قابل دسترس به روش اولسن (Olsen, 1954) اندازه‌گیری شد.

تجزیه و تحلیل آماری

آزمایش به صورت فاکتوریل (کاربری اراضی و عمق خاک) در قالب طرح کاملاً تصادفی اجرا شد و ویژگی‌های اندازه‌گیری شده در خاک بر روی نمونه‌های جمع‌آوری‌شده (عمق ۰ تا ۱۵ و ۱۵ تا ۳۰ سانتی‌متری) در اراضی با کاربری مرتع، اراضی که در کمتر از ۱۰ سال گذشته از مرتع به کشاورزی دیم تغییر کاربری یافته‌اند (کشت کمتر از ۱۰ سال) و اراضی که بیش از ۳۰ سال از مرتع به کشاورزی دیم تغییر کاربری یافته‌اند (کشت بیش از ۳۰ سال) اندازه‌گیری شدند. داده‌های به‌دست آمده با کمک نرم‌افزار SPSS (نسخه ۲۱) از نظر توزیع نرمال و یکنواختی واریانس داده‌ها مورد آزمایش قرار گرفتند و سپس با استفاده از تحلیل واریانس دو طرفه (two-way ANOVA) برای تعیین معنی‌داری آماری عوامل اصلی (کاربری اراضی و عمق خاک) و اثر متقابل آن‌ها مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد استفاده شد. بررسی همبستگی بین ویژگی‌های اندازه‌گیری شده با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون انجام شد.

یافته‌های پژوهش و بحث

همان‌طور که در جدول ۱ مشاهده می‌شود اثر اصلی عمق، کاربری و برهمکنش آن‌ها بر کربن آلی خاک معنی‌دار بود ($p<۰/۰۱$). بیشترین میزان کربن‌آلی خاک به‌میزان ۲/۰۶ ٪ در عمق اول کاربری مرتع مشاهده شد که به‌طور معنی‌داری بیشتر از سایر کاربری‌ها بود (جدول ۲). کربن آلی خاک در کاربری کشاورزی با کشت بیش از ۳۰ سال به‌میزان ۳۹ ٪ در عمق اول و ۴۲ ٪ در عمق دوم بیشتر

1. Total nitrogen
2. Electric conductivity

از کاربری کشاورزی کمتر از ۱۰ سال بود. همچنین کمترین مقدار کربن آلی در عمق دوم کاربری کشاورزی کمتر از ۱۰ سال به‌میزان ۰/۶۶ ٪ بود و تفاوت معنی‌داری بین دو عمق در این کاربری وجود نداشت (جدول ۲).

براساس گزارش پژوهشگران با تغییر کاربری اراضی میزان کربن آلی موجود در خاک کاهش می‌یابد (Eleftheriadis & Turrión, 2014). معمولا زراعت دلیلی بر کاهش کربن آلی در خاک‌های تغییر کاربری یافته است و شخم‌های متعدد سبب هوادیدگی بیشتر ماده آلی و تجزیه بیشتر آن می‌شود (Ding et al., 2013). نتایج بدست آمده توسط پژوهشگران نشان داده است که در اثر تغییر کاربری از مرتع به اراضی کشاورزی میزان ذخایر کربن آلی خاک ۳۰ تا ۶۰ درصد کاهش می‌یابد (Kopittke et al., 2017). پژوهشگران گزارش کرده‌اند که با گذشت زمان، میزان ماده آلی در اراضی تحت کشت اندکی افزایش یافت، اما در مقایسه با کاهش ۸۰ درصدی از شرایط طبیعی قبل از تغییر کاربری، این افزایش ناچیز بود (Merino et al., 2023) که همسو با نتایج پژوهش حاضر است. همچنین پژوهشگران اظهار داشتند که نرخ تعدیل محتوای کربن آلی خاک پس از تغییر کاربری از مرتع به اراضی کشاورزی در دوره زمانی کوتاه بسیار شدید بود که می‌تواند به دلیل تمایل محتوای کربن آلی برای رسیدن به تعادل در محیط باشد (Chenu et al., 2019). به‌نظر می‌رسد که گذشت زمان از تغییر کاربری اراضی و افزایش سن کاربری‌ها می‌تواند اثر مثبت و معنی‌داری بر ذخیره کربن و نیتروژن خاک داشته باشد (Deng et al., 2016).

لازم به توضیح است که افزایش نسبی کربن آلی خاک در کشت بیش از ۳۰ سال در مقایسه با کشت کمتر از ۱۰ سال می‌تواند با عواملی مانند نحوه مدیریت اراضی (نوع خاک‌ورزی، نوع کود و میزان کوددهی، آیش‌گذاری و تناوب کشت) در بلندمدت مرتبط باشد (Liu et al., 2023). بدیهی است که سرنوشت ماده آلی خاک پس از هرگونه تغییر کاربری یا مدیریتی به تغییرات نسبی مقادیر ورودی و خروجی کربن بستگی دارد. رشد مناسب گیاه در سیستم‌های کشاورزی جذب فتوسنتزی کربن توسط گیاهان را افزایش می‌دهد و در نتیجه ورود بقایای گیاهی به خاک و ترشحات ریشه‌ای افزایش می‌یابد (Liu et al., 2020) و در نهایت می‌تواند تأثیر مثبتی بر ترسیب کربن در خاک داشته باشد (Liu et al., 2023). پژوهشگران نشان داده‌اند که کاربرد نیتروژن، پتاسیم و فسفر تأثیر مثبتی بر ذخایر کربن آلی خاک دارد؛ چرا که وابستگی ریزجانداران خاکزی به ماده آلی خاک را کاهش می‌دهد و در نتیجه میزان تجزیه ماده آلی کاهش می‌یابد. همچنین یافته‌های کورسچن و همکاران (۲۰۱۳) نشان داد که استفاده از کودهای معدنی در مقایسه با عدم کوددهی با افزایش بهره‌وری گیاه و ورودی بقایای محصول به خاک ماده آلی خاک را افزایش داد (Korschens et al., 2013). پژوهشگران طی آزمایش مزرعه‌ای ۲۵ ساله نشان داده‌اند که ماده آلی خاک با کوددهی مناسب و افزایش ورودی کربن از طریق افزایش بقایای ریشه و سطح خاک بهبود یافت (Guo et al., 2012).

همان‌طورکه در جدول ۱ مشاهده می‌شود اثر اصلی عمق، کاربری و برهمکنش آن‌ها بر نیتروژن کل خاک معنی‌دار بود ($p<0/01$). در مورد نیتروژن کل خاک روندی مشابه با کربن آلی دیده شد و بیشترین مقدار نیتروژن خاک به‌میزان ۰/۱۷ ٪ در عمق اول کاربری مرتع وجود داشت که به‌طور معنی‌داری بیشتر از سایر کاربری‌ها بود (جدول ۲). نیتروژن خاک در کاربری کشاورزی با کشت بیش از ۳۰ سال به‌طور معنی‌داری به‌میزان ۲۲ ٪ در عمق اول و ۲۵ ٪ در عمق دوم بیشتر از کاربری کشاورزی کمتر از ۱۰ سال بود. همچنین کمترین میزان نیتروژن کل خاک در عمق دوم کاربری کشاورزی کمتر از ۱۰ سال به میزان ۰/۰۸ ٪ بود و تفاوت معنی‌داری بین دو عمق در این کاربری وجود نداشت (جدول ۲).

جدول ۱- نتایج تجزیه واریانس (میانگین مربعات) مشخصه‌های اندازه‌گیری شده خاک

منابع تغییرات	درجه آزادی	OC کربن آلی	N نیتروژن	C/N نسبت کربن به نیتروژن	P فسفر	pH واکنش خاک	EC هدایت الکتریکی	BR تنفس پایه	SIR تنفس برانگیخته
عمق	۱	۰/۶۵۷**	۰/۰۰۴**	۰/۹۹۱^{ns}	۲/۵۹*	۰/۳۹^{ns}	۱۲۶۳۴۳/۴**	۲/۷۵**	۲۷۱/۰۷۵**
کاربری	۲	۱/۷۳**	۰/۰۰۵**	۲۷/۲۸**	۴/۵۳**	۰/۱۰۸^{ns}	۴۹۹۷/۵^{ns}	۵/۱۱**	۴۵۰/۶۷**
عمق×کاربری	۲	۰/۵۹۸**	۰/۰۰۳**	۲/۰۳*	۴/۳۱**	۰/۰۲۷^{ns}	۱۰۰۶۷۵/۶**	۳/۱۶**	۳۱۶/۶۸**
خطا	۱۸	۰/۰۱۴	۰/۰۰۰۰۴۱	۰/۳۲۸	۰/۴۰۵	۰/۰۹۶	۴۹۶۶/۱۴	۰/۰۹۶	۲/۲۳
CV (%)		۱۱/۸	۶/۸۷	۸/۶۳	۷/۳۶	۴/۰۴	۱۹/۸	۱۰/۸۳	۱۳/۳

منابع تغییرات		MBC زیست‌توده کربن میکروبی	qCO_2 سهم متابولیک	Qmic سهم میکروبی	QR سهم‌تنفس میکروبی	ALP^{t} فسفاتاز قلیایی	AP^{t} فسفاتاز اسیدی	$Urease^{t}$ اوره آز	PSM^{t} جمعیت ریزجانداران حل کننده فسفات معدنی نامحلول
عمق	۱	۱۰۳۴۲/۱۹**	۰/۰۰۰۲۴**	۲۱/۶۷**	۰/۰۱۷**	۰/۳۶۴**	۰/۰۹۱**	۰/۰۵۳**	۲۳/۳۶**
کاربری	۲	۱۴۸۸۴۳/۸۸**	۰/۰۰۲**	۳۲۰/۳۵**	۰/۲۲۹**	۰/۹۶۵**	۰/۳۱۹**	۰/۸۰۴**	۰/۲۹۵**
عمق×کاربری	۲	۲۴۱۷۲/۷۱**	۰/۰۰۱**	۲۰/۱۲**	۰/۰۴۲**	۰/۱۰۱**	۰/۰۹۵**	۰/۰۳۴**	۰/۰۰۸*
خطا	۱۸	۹۹/۲۷	۰/۰۰۰۰۳۲	۲/۸۶	۰/۰۰۱	۰/۰۰۲	۰/۰۰۱	۰/۰۰۰۳۹	۰/۰۰۲
CV (%)		۶/۶۷	۱۸/۸	۱۳/۸	۹/۵۲	۱/۴۲	۱/۱۱	۰/۷۴	۰/۷۲

**، * و ^{ns} به ترتیب معنی‌داری در سطح احتمال ۱٪، معنی‌داری در سطح احتمال ۵٪ و مقادیر غیرمعنی‌دار را نشان می‌دهد.

^{t} داده‌ها قبل از تجزیه آماری به صورت لگاریتمی تبدیل شده‌اند.

در مطالعه حاضر مشاهده شد که تغییر کاربری اراضی از مرتع به کشاورزی سبب کاهش محتوای نیتروژن کل خاک شد. این نتایج همسو با یافته‌های سایر پژوهشگران است که اظهار داشته‌اند پس از تغییر کاربری مرتع به کشاورزی، کشت‌وکار و عملیات زراعی باعث اتلاف بیش از نیمی از کربن آلی و نیتروژن کل خاک گردید (خوشیاری و همکاران، ۱۳۹۹؛ بهشتی و همکاران، ۱۳۹۰). نتایج پژوهش لی و همکاران (۲۰۱۹) نشان داد که در عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری خاک زیست‌توده روی زمین و در عمق ۲۰ تا ۸۰ سانتی‌متری خاک زیست‌توده ریشه عامل اصلی تأثیرگذار بر ذخایر کربن و نیتروژن خاک بود (Li et al., 2019). به‌نظر می‌رسد کاهش ماده آلی خاک، که منبع اصلی نیتروژن کل خاک است، به‌طور عمده به دلیل خاک‌ورزی و عدم بازگشت بقایا به خاک در اراضی کشاورزی باشد. افزون بر این یافته‌های پژوهشگران نشان‌دهنده آن است که تغییر کاربری اراضی از سیستم‌های علفزار نیمه‌فشرده یا جنگل به سیستم‌های زراعی فشرده باعث افزایش آبشویی نیتروژن می‌شود که در نتیجه افزایش جریان ترجیحی رخ می‌دهد (Zhang et al., 2022).

در کاربری کشاورزی بیش از ۳۰ سال محتوای نیتروژن کل خاک به‌طور معنی‌داری بیشتر از کاربری کشاورزی با کشت کمتر از ۱۰ سال بود که احتمالا به دلیل ماده آلی بیشتر در این کاربری باشد. افزایش سن تغییر کاربری و کشت پوشش‌های گیاهی مختلف با سیستم‌های ریشه‌ای متفاوت می‌تواند سبب بهبود وضعیت ترسیب کربن آلی و نیتروژن معدنی خاک شود (Li et al., 2019).

ویرایش اولیه نشده

جدول ۲- نتایج مقایسه‌های میانگین ویژگی‌های شیمیایی ارزیابی شده در خاک

کاربری	عمق (cm)	کربن آلی OC (%)	نیتروژن کل TN (%)	نسبت کربن به نیتروژن C/N	فسفر قابل جذب P (mg kg^{-1})	واکنش خاک pH	هدایت الکتریکی EC (µS cm^{-1})
تغییر کاربری به کشاورزی دیم بیشتر از ۳۰ سال	۰-۱۵	۰/۹۶ b	۰/۱۱ b	۹/۰۱ c	۸/۹۹ b	۸/۱ a	۵۴۲/۶۶ a
	۱۵-۳۰	۰/۹۶ b	۰/۱۰ b	۹/۲۵ c	۷/۱۷ c	۸/۰ a	۲۲۴/۳۳ c
تغییر کاربری به کشاورزی دیم کمتر از ۱۰ سال	۰-۱۵	۰/۶۹ c	۰/۰۹ c	۷/۷۲ d	۷/۸۶ c	۷/۹ a	۴۵۴/۰۰ ab
	۱۵-۳۰	۰/۶۶ c	۰/۰۸ c	۷/۸۴ d	۸/۸۵ b	۸/۱ a	۲۲۸/۶۷ c
مرتع	۰-۱۵	۲/۰۶ a	۰/۱۷ a	۱۲/۲۱ a	۱۰/۰۷ a	۷/۸ a	۲۸۵/۰۰ c
	۱۵-۳۰	۱/۱۰ b	۰/۱۰ b	۱۰/۶۵ b	۸/۹۳ b	۷/۹ a	۳۹۳/۳۹ b

حروف متفاوت در هر ستون نشان‌دهنده وجود تفاوت معنی‌دار بر اساس آزمون دانکن ($p<۰/۰۵$) می باشد.

درحالی‌که اثر اصلی کاربری ($p<۰/۰۱$) و اثر برهمکنش عمق و کاربری ($p<۰/۰۵$) بر نسبت کربن به نیتروژن معنی‌دار بود اما اثر عمق بر این ویژگی معنی‌دار نبود (جدول ۱). بیشترین نسبت کربن به نیتروژن در عمق اول مرتع به‌میزان ۱۲/۲۱ وجود داشت که به‌طور معنی‌داری بیشتر از عمق دوم این کاربری بود. این نسبت در کاربری دیم با کشت بیش از ۳۰ سال به‌طور معنی‌داری کمتر از کاربری مرتع بود و تفاوت معنی‌داری بین عمق‌های این کاربری دیده نشد (جدول ۲). همچنین این نسبت در عمق اول کاربری کشاورزی با کشت کمتر از ۱۰ سال حداقل مقدار را به‌میزان ۷/۷۲ نشان داد که همانند دیگر کاربری کشاورزی تفاوت معنی‌داری بین عمق‌های این کاربری وجود نداشت (جدول ۲). نسبت کربن به نیتروژن خاک اراضی مرتعی و اراضی کشت شده عمدتاً به پیشینه مرتع، دوره و مدت زمان کشت و گستردگی فعالیت‌های کشاورزی بستگی دارد (Norton et al., 2012). این نسبت همچنین پتانسیل تجزیه مواد آلی و از دست دادن کربن را منعکس می‌کند (Bui & Henderson, 2013). نتایج سایر پژوهشگران نشان می‌دهد که کاربری جنگل و مرتع نسبت به اراضی کشاورزی توان حفظ کربن بالاتری دارند اما در کاربری کشاورزی شیوه‌های مدیریت اراضی و کشت‌های مداوم سبب تلفات کربن به جو می‌شود (Lal, 2002). برخی پژوهشگران اظهار داشته‌اند که منابع کربن و نیتروژن خاک پس از تغییر کاربری ناپایدارتر بوده و با افزایش سن کاربری در انواع کاربری جنگل و کشاورزی نسبت کربن به نیتروژن افزایش می‌یابد که با نتایج این پژوهش همسو است (Chen et al., 2020).

همان‌طورکه در جدول ۱ مشاهده می‌شود اثر اصلی عمق ($p<۰/۰۵$)، کاربری ($p<۰/۰۱$) و برهمکنش آن‌ها ($p<۰/۰۱$) بر فسفر قابل جذب خاک معنی‌دار بود ($p<۰/۰۵$). بیشترین فسفر قابل جذب به‌میزان ۱۰/۰۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک در عمق اول مرتع مشاهده شد که به‌طور معنی‌داری به‌میزان ۱۲/۷ ٪ بیشتر از عمق دوم در این کاربری بود (جدول ۲). با تغییر کاربری از مرتع به کشاورزی میزان فسفر قابل جذب کاهش نشان داد ($p<۰/۰۵$). در کاربری کشاورزی با کشت بیش از ۳۰ سال روندی مشابه با کاربری مرتع مشاهده شد و میزان فسفر قابل جذب در عمق اول به‌طور معنی‌داری به‌میزان ۲۵ ٪ بیشتر از عمق دوم بود. کمترین فسفر قابل جذب نیز در عمق اول اراضی دیم با کشت کمتر از ۱۰ سال به میزان ۷/۸۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک مشاهده شد (جدول ۲). مطالعات پژوهشگران نشان می‌دهد که احتمالاً میزان فسفر قابل جذب در اراضی مرتعی به دلیل بازگشت مجدد بقایای گیاهی به خاک نسبت

ویرایشی نشده

به سایر کاربری‌ها بیشتر باشد (Abbasi, 2016). همچنین کاهش مقدار فسفر در اراضی زراعی نسبت به کاربری مرتع ممکن است به دلیل کشت و کارهای صورت‌گرفته و برداشت گیاهان زراعی باشد که نتایج رئیسی و سبحانی (۲۰۲۲) این یافته را تأیید می‌کند (Raiesi & Sobhani, 2022).

عمق، کاربری و برهمکنش آن‌ها اثر معنی‌داری بر واکنش خاک نداشت. همچنین اثر اصلی عمق و اثر متقابل کاربری و عمق بر هدایت الکتریکی خاک معنی‌دار بود ($p<۰/۰۵$)؛ اما اثر اصلی کاربری به‌طور معنی‌داری هدایت الکتریکی خاک را تحت تأثیر قرار نداد (جدول ۱). همان‌طور که در جدول ۲ مشاهده می‌شود واکنش خاک تغییرات معنی‌داری را در کاربری‌ها و عمق‌های مختلف نشان نداد. بیشترین میزان هدایت الکتریکی خاک در کاربری کشاورزی با کشت بیش از ۳۰ سال به‌میزان ۵۴۲/۶۶ میکروزیمنس بر سانتی‌متر مشاهده شد که به‌طور معنی‌داری بیشتر از عمق دوم این کاربری بود ولی تفاوت آماری معنی‌داری با عمق اول کاربری کشاورزی کمتر از ۱۰ سال نداشت (جدول ۲). نتایج مقایسه‌های میانگین نشان داد که در هر دو کاربری کشاورزی میزان هدایت الکتریکی در عمق اول بیش از عمق دوم بود؛ اما در کاربری مرتع این میزان در عمق دوم به‌طور معنی‌داری به‌میزان ۳۸ ٪ بیشتر از عمق اول بود. شوری خاک در اثر تجمع املاح اتفاق می‌افتد. در یافته‌های پژوهش کاشانی و همکاران (۱۳۹۳) آمده است که در اثر کشت و کار مداوم پس از تغییر کاربری از مرتع به کشاورزی هدایت الکتریکی دچار افزایش معنی‌داری شده است (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۹۵). در مطالعه نیک‌نهاد و مارامایی (۱۳۹۰) بیان شده است که پس از تغییر کاربری اراضی از مرتع به کشاورزی میزان هدایت الکتریکی خاک افزایش یافته است که می‌تواند به دلیل استفاده از کودهای شیمیایی باشد (نیک نهاد و مارامایی، ۱۳۹۰).

اثرهای اصلی عمق، کاربری و اثر متقابل کاربری و عمق بر تنفس پایه خاک معنی‌دار بود ($p<۰/۰۱$) (جدول ۱). همان‌طور که در جدول ۳ مشاهده می‌شود بیشترین مقدار تنفس پایه (۴/۶۷ میلی‌گرم کربن CO_2 در کیلوگرم خاک در روز) در عمق اول کاربری مرتع وجود داشت که تفاوت معنی‌داری با عمق دوم این کاربری نشان داد. همچنین در کاربری کشاورزی با کشت بیش از ۳۰ سال میزان تنفس پایه در عمق اول به‌طور معنی‌داری بیش از عمق دوم بود؛ اما در کاربری کشاورزی با کشت کمتر از ۱۰ سال روند معکوس مشاهده شد و تنفس پایه در عمق دوم به‌طور معنی‌داری بیش از عمق اول بود ($p<۰/۰۵$).

کاهش سطح تنفس میکروبی خاک به دنبال تغییر کاربری از مرتع به کشاورزی با کاهش سطح کربن آلی در خاک در ارتباط است. همچنین در بسیاری از مطالعات کاهش تنفس میکروبی در پی تغییر کاربری اراضی مرتعی گزارش شده است که همسو با نتایج این پژوهش می‌باشد. همچنین علت کاهش تنفس پایه خاک می‌تواند به دلیل کاهش زیست‌توده میکروبی خاک در اثر تغییر کاربری باشد که در پژوهشی توسط ایوبی و همکاران (۲۰۱۴) گزارش شده است (Ayoubi et al., 2014). نتایج به‌دست آمده توسط سایر پژوهشگران نشان می‌دهد که با تغییر کاربری اراضی مرتعی به کشاورزی و کشت مداوم محصولات زراعی توان حاصلخیزی خاک کاهش یافته و می‌تواند بر تنفس میکروبی خاک تأثیر نامطلوب داشته باشد (Raich & Tufekciogul, 2000).

اثرهای اصلی عمق، کاربری و اثر متقابل کاربری و عمق بر تنفس برانگیخته (SIR) معنی‌دار بود ($p<۰/۰۵$) (جدول ۱). حداکثر تنفس برانگیخته (۳۰/۲۵ میلی‌گرم کربن CO_2 در کیلوگرم خاک در روز) در کاربری مرتع مشاهده شد که ۳/۳ برابر بیشتر از عمق دوم این کاربری بود ($p<۰/۰۵$) (جدول ۳). افزون بر این میزان SIR در کاربری کشاورزی با کشت بیش از ۳۰ سال در عمق اول به‌طور معنی‌داری به‌میزان ۲ برابر بیشتر از عمق اول کشاورزی با تغییر کاربری کمتر از ۱۰ سال بود. با اینکه SIR در عمق اول مرتع به‌طور معنی‌داری بیشتر از عمق دوم بود ولی در هر دو نوع کاربری کشاورزی تفاوت معنی‌داری بین دو عمق از نظر SIR مشاهده نشد (جدول ۳). نتایج نشان داد که تغییر کاربری از مرتع به کشاورزی موجب کاهش SIR شد که همانند تنفس پایه خاک این کاهش احتمالاً مربوط به تغییر محتوای کربن آلی خاک می‌باشد. زیاد بودن تنفس برانگیخته در خاک‌های مرتعی نسبت به کاربری‌های کشاورزی ممکن است به دلیل زیاد بودن جمعیت فعال میکروبی که توان استفاده از بستره گلوکز را دارند باشد و کم بودن آن در کاربری‌های کشاورزی ممکن است نشان‌دهنده کاهش جمعیت و فعالیت ریزجانداران خاک بر اثر کشت‌وکار و کاهش ورود بقایای آلی می‌باشد (بهشتی و

جدول ۳- نتایج مقایسه‌های میانگین ویژگی‌های زیستی ارزیابی شده در خاک

کاربری	عمق	BR تنفس پایه (mg CO_2-C kg $soil^{-1}$ day^{-1})	SIR تنفس برانگیخته (mg CO_2-C kg $soil^{-1}$ day^{-1})	MBC زیست‌توده میکروبی کربن (mg kg $soil^{-1}$)	qCO_2 سهم متابولیک (μgCO_2-C µg MBC^{-1} day^{-1})	QR سهم تنفس میکروبی
تغییر کاربری به کشاورزی دیم بیشتر از ۳۰ سال	۰-۱۵	۲/۷۳ b	۹/۵۰ b	۶۲/۰۳ de	۰/۰۵ a	۰/۲۹ c
	۱۵-۳۰	۱/۸۰ c	۱۰/۲۵ b	۱۰۱/۷۶ c	۰/۰۲ c	۰/۱۸ d
تغییر کاربری به کشاورزی دیم کمتر از ۱۰ سال	۰-۱۵	۲/۲۱ c	۴/۷۰ c	۷۰/۲۴ d	۰/۰۳ b	۰/۴۷ b
	۱۵-۳۰	۲/۹۰ b	۴/۰۳ c	۵۹/۲۹ de	۰/۰۵ a	۰/۵۸ a
مرتع	۰-۱۵	۴/۶۷ a	۳۰/۲۵ a	۳۸۸/۶ a	۰/۰۱ c	۰/۱۵ d
	۱۵-۳۰	۲/۸۷ b	۹/۰۰ b	۲۲۵/۰۵ b	۰/۰۱ c	۰/۳۲ c

کاربری	عمق	Qmic سهم میکروبی (mg MBC g OC^{-1})	ALP فسفاتاز قلیایی (µg PNP g^{-1} h^{-1})	AP فسفاتاز اسیدی (µg PNP g^{-1} h^{-1})	Urease اوره‌آز (µg N/g^{-1} $2h^{-1}$)	PSM ریزجانداران حل-کننده فسفات معدنی نامحلول (log CFU)
تغییر کاربری کشاورزی به دیم بیشتر از ۳۰ سال	۰-۱۵	۶/۵۲ d	۱۰۳۷/۹۹ c	۴۱۵/۵۳ c	۳۳۱/۷۴ c	۶/۷۳ a
	۱۵-۳۰	۱۰/۷۴ c	۹۴۵/۷۲ c	۴۲۳/۵۲ c	۳۳۸/۷۱ c	۴/۷۹ c
تغییر کاربری به کشاورزی دیم کمتر از ۱۰ سال	۰-۱۵	۱۰/۱۶ c	۹۸۳/۴۷ c	۷۱۷/۱۹ b	۲۶۹/۰۵ d	۶/۴۷ b
	۱۵-۳۰	۹/۰۶ c	۶۱۰/۲۱ c	۷۱۳/۲۰ b	۲۴۰/۳۲ d	۴/۵۴ c
مرتع	۰-۱۵	۱۸/۹۶ b	۶۰۲۱/۹۹ a	۱۶۱۰/۱۹ a	۱۳۳۳/۰۶ a	۶/۴۰ b
	۱۵-۳۰	۲۰/۵۵ a	۱۹۶۰/۶۵ b	۶۷۹/۲۴ b	۷۶۶/۲۳ b	۴/۳۶ c

حروف متفاوت در هر ستون نشان‌دهنده وجود تفاوت معنی‌دار بر اساس آزمون دانکن ($p<۰/۰۵$) می‌باشد.

ویراستاری نشده

همکاران، ۱۳۹۰). همچنین تنفس برانگیخته بالاتر در کاربری مرتع می‌تواند نشان‌دهنده پتانسیل فعالیت میکروبی بالاتر خاک باشد که در شرایط در دسترس بودن مواد آلی فعال می‌شود (Sawada et al., 2017).

اثرهای اصلی عمق، کاربری و اثر متقابل کاربری و عمق بر کربن زیست‌توده میکروبی معنی‌دار بود ($p<۰/۰۱$) (جدول ۱). نتایج مقایسه میانگین نشان داد که در کاربری مرتع کربن زیست‌توده میکروبی به طور معنی‌داری بیشتر از کاربری‌های دیگر بود و میزان آن در عمق اول کاربری مرتع (۳۸۸/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) به‌طور معنی‌داری بیش از عمق دوم (۲۲۵/۰۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) بود (جدول ۳). کمترین مقدار کربن زیست‌توده میکروبی در کاربری کشاورزی با کشت بیش از ۳۰ سال در عمق اول بود و مقدار آن در عمق دوم به‌طور معنی‌داری به میزان ۱/۶ برابر بیشتر از عمق اول بود. در کاربری کشاورزی با مدت تغییر کاربری کمتر از ۱۰ سال بین دو عمق تفاوت معنی‌داری از نظر کربن زیست‌توده میکروبی مشاهده نگردید (جدول ۳). زیست‌توده میکروبی خاک نقش حیاتی در تبدیل و چرخه عناصر خاک به اشکال قابل‌مصرف و حاصلخیزی خاک دارد. براساس نتایج به‌دست آمده میزان کربن زیست‌توده میکروبی در کاربری مرتع بالاتر از سایر کاربری‌ها بود که ممکن است به دلیل وجود سیستم ریشه‌ای انبوه و بازگشت بقایای گیاهی به خاک باشد که موجب فراهمی مواد غذایی و انرژی برای ریزجانداران خاکزی شده و در نتیجه باعث افزایش جمعیت میکروبی خاک گردد (Haiyan et al., 2008). در کاربری کشاورزی عملیات خاک‌ورزی مداوم می‌تواند ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک را دستخوش تغییرات کرده و سبب کاهش زیست‌توده میکروبی خاک گردد (Borie et al., 2006).

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر عمق ($p<۰/۰۵$)، کاربری ($p<۰/۰۱$) و اثر متقابل کاربری و عمق ($p<۰/۰۱$) بر سهم متابولیک (qCO_2) معنی‌دار بود (جدول ۱). همانطور که در جدول ۳ مشاهده می‌شود کاربری مرتع به‌طور معنی‌داری سهم متابولیک کمتری نسبت به سایر کاربری‌ها داشت. همچنین تفاوت معنی‌داری میان دو عمق این کاربری وجود نداشت. بیشترین میزان سهم متابولیک در عمق اول کاربری کشاورزی با کشت بیشتر از ۳۰ سال وجود داشت که به‌طور معنی‌داری به‌میزان ۲/۵ برابر بیشتر از عمق دوم در این کاربری بود (جدول۳). همچنین تفاوت معنی‌داری بین عمق اول کاربری کشاورزی با کشت بیش از ۳۰ سال و عمق دوم کاربری کشاورزی با کشت کمتر از ۱۰ سال مشاهده نشد. سهم متابولیک در کاربری کشاورزی با کشت بیش از ۳۰ سال در عمق اول به‌طور معنی‌داری بیشتر از عمق دوم بود درحالی‌که روند معکوسی در کاربری کشاورزی با کشت کمتر از ۱۰ سال وجود داشت (جدول ۳).

نتایج پژوهش حاضر نشان‌دهنده آن است که مرتع دارای کمترین سهم متابولیک و کاربری‌های کشاورزی دارای سهم متابولیک بالاتری بود. به عبارتی در کاربری مرتع شرایط مساعد و کم‌تنشی برای ریزجانداران خاکزی فراهم است و ضریب متابولیک کمتر می‌تواند نشان‌دهنده کارایی بالاتر عملکرد میکروبی در خاک باشد. تغییر در سهم متابولیک که پاسخی به تغییر کاربری اراضی است در مطالعات پیشین گزارش شده است (بهشتی و همکاران، ۱۳۹۰).

اثرهای اصلی عمق، کاربری و اثر متقابل کاربری و عمق بر سهم میکروبی (qmic) معنی‌دار بود ($p<۰/۰۱$) (جدول ۱). بیشترین سهم میکروبی (به‌میزان ۲۰/۵۵ میلی‌گرم کربن میکروبی در گرم کربن آلی خاک) در عمق دوم کاربری مرتع وجود داشت. سهم میکروبی کاربری‌های کشاورزی به طور معنی‌داری کمتر از مرتع بود (جدول ۳). پژوهشگران اظهار داشته‌اند که میزان بیشتر کربن آلی سبب بهبود وضعیت سهم میکروبی در کاربری مرتع نسبت به کاربری کشاورزی شده است (حیدری و همکاران، ۱۳۹۶). همچنین سهم میکروبی به عنوان شاخصی از توسعه و رشد زیست‌بوم خاک و فرایندهای مرتبط با آن، مانند چرخه عناصر، می‌باشد (Gorobtsova et al., 2016).

اثرهای اصلی عمق، کاربری و اثر متقابل کاربری و عمق بر سهم تنفس میکروبی (QR) معنی‌دار بود ($p<۰/۰۱$) (جدول ۱). نتایج جدول ۳ نشان‌دهنده آن است که بیشترین میزان QR در کاربری کشاورزی با تغییر کاربری کمتر از ۱۰ سال در عمق دوم مشاهده گردید که تفاوت معنی‌داری با عمق اول در این کاربری نشان داد ($p<۰/۰۵$). همچنین کمترین میزان QR در عمق اول کاربری مرتع بود که تفاوت معنی‌داری با عمق دوم اراضی کشاورزی با تغییر کاربری بیش از ۳۰ سال نداشت و افزون بر این در تمام کاربری‌ها میزان QR در اعماق مختلف تفاوت معنی‌داری داشتند ($p<۰/۰۵$). این شناسه به عنوان شاخصی از آشفتگی زیست‌بوم خاک شناخته

شده است. هم‌راستا با نتایج ما پژوهشگران اظهار داشته‌اند که تغییر کاربری اراضی از دشت‌های بکر به کاربری‌های کشاورزی باعث افزایش میزان QR شده است (Gorobtsova et al., 2016). همچنین در طی پژوهش آنانیوا و همکاران (۲۰۰۳) مقیاسی برای آگاهی از شدت دستخوردگی اراضی در طی اعمال مدیریت‌ها و کاربری‌ها بیان شده‌است. به این صورت که QR =(۰/۲-۰/۱) اختلال کم یا جزئی QR =(۰/۳-۰/۲) اختلال متوسط QR =(۰/۵-۰/۳) اختلال قوی و QR =(۱-۰/۵) اختلال فاجعه بار می باشد (Ananyeva, 2003).

همانطورکه در جدول ۱ مشاهده می‌شود اثر اصلی عمق، کاربری و برهمکنش آن‌ها بر فعالیت فسفاتاز قلیایی معنی‌دار بود (p<۰/۰۱). بیشترین میزان فعالیت فسفاتاز قلیایی در عمق اول کاربری مرتع (به‌میزان ۶۰۲۱/۹۹ میکروگرم پارانیتروفنل در گرم خاک در ساعت) بود که با عمق دوم در این کاربری تفاوت معنی‌داری را نشان داد (جدول ۳). همچنین تفاوت معنی‌داری میان کاربری کشاورزی با کشت بیش از ۳۰ سال و کمتر از ۱۰ سال مشاهده نگردید (جدول ۳). بیشتر بودن میزان فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی در مرتع نسبت به دو کاربری دیگر به دلیل فعالیت زیستی مرتبط با سطوح بالای کربن آلی است. درگزارشی همسو با نتایج ما بیان شده است که فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی در اثر تغییر کاربری اراضی از مراتع استپی به اراضی کشاورزی کاهش یافته است (Balota et al., 2014). همچنین زیست‌توده میکروبی به عنوان منبع اصلی آنزیم در زیست‌بوم خاک شناخته شده و فعالیت آنزیم همیشه با زیست‌توده میکروبی در ارتباط است (Yu et al., 2018).

همچنین اثر اصلی عمق، کاربری و برهمکنش آن‌ها بر فعالیت فسفاتاز اسیدی معنی‌دار بود (p<۰/۰۱) (جدول ۱). بالاترین میزان فسفاتاز اسیدی در عمق اول کاربری مرتع (به‌میزان ۱۶۱۰/۱۹ میکروگرم پارانیتروفنل در گرم خاک در ساعت) بود که نسبت به عمق دوم در این کاربری به‌طور معنی‌داری به‌میزان ۲/۴ برابر بیشتر بود (جدول ۳). علاوه بر این در کاربری کشاورزی با کشت کمتر از ۱۰ سال میزان فعالیت فسفاتاز اسیدی نسبت به کاربری کشاورزی با کشت بیش از ۳۰ سال به‌طور معنی‌داری در عمق اول (به میزان ۱/۷۲ برابر) و عمق دوم (به‌میزان ۱/۶۸ برابر) بیشتر بود (p<۰/۰۵). همچنین در هر دو کاربری کشاورزی تفاوت آماری معنی‌داری میان عمق‌های مختلف این کاربری‌ها یافت نشد (جدول ۳). در مطالعات گذشته به همبستگی مثبت و بالای بین فعالیت آنزیم‌ها با محتوای کربن آلی و پایداری خاکدانه ها اشاره شده است که ویژگی‌های مذکور در کاربری زراعی نسبت به اراضی مرتع کاهش یافته بودند (Raiesi & Salek-Gilani, 2018). در گزارشی دیگر بیان شده است که فعالیت آنزیم فسفاتاز اسیدی در اثر تغییر کاربری اراضی از مراتع استپی به اراضی کشاورزی کاهش یافته است که همسو با نتایج این پژوهش می‌باشد (Balota et al., 2014). علاوه بر این نتایج آکوستا مارتینز و همکاران (2007) نشان می‌دهد که فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز اسیدی رابطه مثبت و معنی‌داری با کربن آلی داشته و با ماده آلی بیشتر در کاربری مرتع ارتباط داشته است که با نتایج پژوهش حاضر منطبق است (Acosta-Martínez et al., 2007).

همان‌طورکه در جدول ۱ مشاهده می‌شود اثر اصلی عمق، کاربری و برهمکنش آن‌ها بر فعالیت اوره‌آز معنی‌دار بود (p<۰/۰۱). بیشترین فعالیت آنزیم اوره‌آز مربوط به عمق اول کاربری مرتع (به‌میزان ۱۳۳۳/۰۶ میکروگرم نیتروژن در گرم خاک در دو ساعت) بود که ۱/۷ برابر بیشتر از عمق دوم در این کاربری بود (جدول ۳). کمترین میزان فعالیت این آنزیم در عمق دوم کاربری کشاورزی با کشت کمتر از ۱۰ سال (به‌میزان ۲۴۰/۳۲ میکروگرم نیتروژن در گرم خاک در دو ساعت) مشاهده شد. همچنین فعالیت آنزیم اوره‌آز در کاربری کشاورزی با کشت بیش از ۳۰ سال در هر دو عمق اول و دوم به ترتیب به‌میزان ۱/۲۳ و ۱/۴ برابر بیشتر از کاربری کشاورزی با کشت کمتر از ۱۰ سال بود (p<۰/۰۵) (جدول ۳). یافته‌های سایر پژوهشگران نشان می‌دهد که تغییر کاربری اراضی از مرتع به کشاورزی باعث کاهش فعالیت آنزیم‌ها در خاک می‌شود به بیان دیگر کشت بلندمدت یا کوتاه‌مدت و خاک‌ورزی باعث کاهش فعالیت آنزیمی خاک می‌شود (Katsalirou et al., 2010). در زیست‌بوم‌های کشاورزی که از تغییر کاربری مراتع به وجود آمده‌اند کاهش فعالیت آنزیم اوره‌آز منجر به دسترسی کمتر به نیتروژن برای رشد بهینه محصول می‌شود (Nannipieri et al., 2002). پژوهشگران نشان داده‌اند که فعالیت اوره‌آز ارتباط نزدیکی با ماده آلی خاک و اجزای آن دارد. نتایج آن‌ها نشان داد که فعالیت آنزیم اوره‌آز در خاک‌هایی که کود

شیمیایی نیتروژن به آن‌ها افزوده شده بود بیشتر از خاک‌های بدون کوددهی بود و با افزایش میزان ماده آلی اضافه شده به خاک به‌طور خطی افزایش یافت (Zhang et al., 2022).

اثر اصلی عمق ($p<۰/۰۱$)، کاربری ($p<۰/۰۱$) و برهمکنش آن‌ها ($p<۰/۰۵$) بر فراوانی ریزجانداران حل‌کننده فسفات (PSM) معنی‌دار بود (جدول ۱). نتایج مقایسه‌های میانگین نشان داد که بیشترین میزان فراوانی PSMها در کاربری کشاورزی با کشت بیش از ۳۰ سال در عمق اول وجود داشت که به‌طور معنی‌داری بیشتر از عمق دوم در این کاربری بود (جدول ۳). تفاوت مشاهده شده در فراوانی PSMها در عمق اول کاربری‌های مرتع و کاربری کشاورزی با کشت کمتر از ۱۰ سال معنی‌دار نبود و افزون بر این در هر سه کاربری فراوانی این گروه از ریزجانداران در عمق اول به‌طور معنی‌داری بیشتر از عمق دوم بود (جدول ۳). یافته‌های سایر پژوهشگران نشان می‌دهد که تغییر کاربری اراضی از مرتع به اراضی کشاورزی و کاشت محصولات گرامینه و لگوم موجب افزایش تنوع کاتابولیک و بزرگ‌تر شدن جمعیت ریزجانداران خاک می‌شود (Han et al., 2007). به بیان دیگر ساختار جامعه و شدت فعالیت میکروبی به نوع گیاه مستقر در خاک وابسته است. علاوه بر این در یافته‌های بولو و همکاران (۲۰۲۱) بیان شد که افزودن کود به اراضی کشاورزی به‌طور قابل توجهی فراوانی PSMها را افزایش داده است که همسو با یافته‌های پژوهش حاضر است (Bolo et al., 2021).

ضرایب همبستگی بین ویژگی‌های اندازه‌گیری‌شده در جدول ۴ ارائه شده است. همان‌طور که در این جدول مشاهده می‌شود همبستگی مثبت و معنی‌داری بین تنفس پایه و محتوای نیتروژن ($r=۰/۷۷^{**}$)، فسفر ($r=۰/۸۰^{**}$)، نسبت کربن به نیتروژن ($r=۰/۶۸^{**}$)، کربن زیست‌توده میکروبی ($r=۰/۷۸^{**}$) و ماده آلی خاک ($r=۰/۷۹^{**}$) وجود داشت. این نتیجه نشان‌دهنده آن است که بین توان حاصلخیزی خاک و تنفس میکروبی خاک ارتباط مستقیمی وجود دارد و کاهش حاصلخیزی خاک منجر به کاهش تنفس پایه در خاک شده است (Raich & Tufekciogul, 2000). همبستگی مثبت و معنی‌داری که بین کربن آلی خاک و سهم میکروبی وجود دارد ($r=۰/۵۷^{**}$) بیانگر آن است که میزان بیشتر کربن آلی سبب بهبود وضعیت سهم میکروبی در کاربری مرتع نسبت به کاربری کشاورزی شده است (حیدری و همکاران، ۱۳۹۶).

همچنین فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، فسفاتاز قلیایی و اسیدی همبستگی مثبت و معنی‌داری با کربن آلی خاک، سهم میکروبی، محتوای نیتروژن و فسفر خاک و همبستگی منفی معنی‌داری با سهم متابولیک نشان دادند که به خوبی نشان‌دهنده تأثیر نوع کاربری بر فرایندهای بیوشیمیایی خاک است و همسو با یافته‌های سایر پژوهشگران است (Zhang et al., 2022).

نتایج همبستگی پیرسون نشان‌دهنده همبستگی مثبت تنفس برانگیخته با کربن زیست‌توده میکروبی ($r=۰/۸۸^{**}$)، تنفس پایه ($r=۰/۸۴^{**}$) و فعالیت‌های آنزیمی ($p<۰/۰۵$) می‌باشد (جدول ۴). همبستگی منفی و معنی‌داری ($r=-۰/۶۹^{**}$) که بین کربن آلی خاک و سهم تنفس میکروبی وجود دارد (جدول ۴) نشان از آن دارد که محتوای کربن آلی خاک نقش مهمی در پایداری زیست‌بوم خاک دارد. همان‌طور که در جدول ۴ مشاهده می‌شود همبستگی مثبت و معنی‌داری بین QR و qCO_2 ($r=۰/۵۸^{**}$) به عنوان شناسه‌های اختلال در زیست‌بوم خاک نیز وجود داشت. این شناسه‌ها با زیست‌توده کربن میکروبی، فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز قلیایی و اوره‌آز و نسبت کربن به نیتروژن رابطه منفی و معنی‌داری را نشان دادند (جدول ۴)، که همه این مشخصه‌ها در کاربری مرتع حداکثر مقدار را داشتند. بنابراین می‌توان گفت این دو شناسه اکوفیزیولوژیک برای ارزیابی آشفتگی در کاربری‌های بررسی‌شده در پژوهش حاضر کارآمد بوده‌اند و می‌توانند برای بررسی کیفیت خاک مناطق نیمه‌خشک مورد بهره‌برداری قرار گیرند.

جدول ۴- ضرایب همبستگی پیرسون بین ویژگی‌های خاک

	OC	EC	pH	N	P	SIR	BR	qCO_2	QR	qmic	ALP	AP	MBC	Urease	PSM	C/N
OC	۱															
EC	-۰/۱۸	۱														
pH	-۰/۲۷	۰/۰۳	۱													
N	۰/۹۶**	-۰/۱۵	-۰/۲۵	۱												
P	۰/۵۶**	۰/۰۶	-۰/۴۲*	۰/۵۴**	۱											
SIR	۰/۹۴**	-۰/۲۰	-۰/۳۳	۰/۹۵**	۰/۵۶**	۱										
BR	۰/۷۹**	-۰/۱۰	-۰/۴۲*	۰/۷۷**	۰/۸۰**	۰/۸۴**	۱									
qCO_2	-۰/۵۷**	۰/۳۹	۰/۲۱	-۰/۵۲**	-۰/۰۱	-۰/۵۰*	-۰/۲۱	۱								
QR	-۰/۶۹**	۰/۰۸	۰/۱۸	-۰/۷۰**	-۰/۱۲	-۰/۶۹**	-۰/۲۸	۰/۵۸**	۱							
qmic	۰/۵۷**	-۰/۲۴	-۰/۲۸	۰/۴۹*	۰/۳۳	۰/۵۳**	۰/۵۰*	-۰/۸۳**	-۰/۳۶	۱						
ALP	۰/۹۲**	-۰/۱۶	-۰/۲۸	۰/۹۲**	۰/۶۱**	۰/۹۵**	۰/۸۵**	-۰/۵۶**	-۰/۵۷**	۰/۶۶**	۱					
AP	۰/۸۳**	-۰/۲۵	-۰/۳۳	۰/۸۲**	۰/۶۲**	۰/۸۴**	۰/۸۶**	-۰/۴۴*	-۰/۲۷	۰/۵۸**	۰/۹۲**	۱				
MBC	۰/۹۱**	-۰/۲۴	-۰/۳۲	۰/۸۷**	۰/۵۴**	۰/۸۸**	۰/۷۸**	-۰/۷۴**	-۰/۵۸**	۰/۸۴**	۰/۹۴**	۰/۸۶**	۱			
Urease	۰/۹۴**	-۰/۱۵	-۰/۳۵	۰/۹۱**	۰/۶۱**	۰/۹۰**	۰/۸۳**	-۰/۶۵**	-۰/۵۹**	۰/۷۷**	۰/۹۴**	۰/۸۶**	۰/۹۸**	۱		
PSM	۰/۱۴	۰/۶۹**	۰/۰۵	۰/۲۲	۰/۲۴	۰/۱۶	۰/۱۶	-۰/۴۵*	-۰/۱۴	-۰/۴۲*	۰/۱۲	۰/۰۳	-۰/۱۱	۰/۰۰	۱	
C/N	۰/۹۲**	-۰/۱۵	-۰/۱۹	۰/۸۶**	۰/۴۹*	۰/۸۲**	۰/۶۸**	-۰/۶۳**	-۰/۷۱**	۰/۶۷**	۰/۸۲**	۰/۶۶**	۰/۸۹**	۰/۹۱**	۰/۰۰	۱

**، * و ns به ترتیب معنی‌داری در سطح احتمال ۱٪ ، معنی‌داری در سطح احتمال ۵٪ و مقادیر غیرمعنی‌دار را نشان می‌دهد. OC، EC، pH، N، P، SIR، BR، qCO2، QR، qmic، ALP، AP، MBC، Urease، PSM و C/N به ترتیب نشان‌دهنده کربن آلی خاک، هدایت الکتریکی، واکنش خاک، نیتروژن کل، فسفر قابل جذب، تنفس برانگیخته، تنفس پایه، سهم متابولیک، سهم تنفس میکروبی، فسفاتاز قلیایی، فسفاتاز اسیدی، زیست‌توده میکروبی کربن، اوره‌آز، باکتری‌های حل‌کننده فسفات و نسبت کربن به نیتروژن می‌باشد.

نتیجه‌گیری

به‌طور کلی نتایج این پژوهش نشان داد که تغییر کاربری اراضی از مرتع به کاربری کشاورزی با تاریخچه تغییر کاربری متفاوت مشخصه‌های زیستی و شیمیایی خاک را به‌طور قابل توجه تحت تأثیر قرار می‌دهد به‌طوری که میزان کربن آلی و نیتروژن کل خاک در اثر تغییر کاربری از مرتع به کاربری‌های کشاورزی روندی کاهشی به خود گرفت و مشخصه‌های زیستی که همبستگی بالایی با کربن دارند دچار کاهش شده و اثر نامطلوب بر فعالیت‌های آنزیمی ریزجانداران خاک به همراه داشته است. همچنین در این پژوهش شناسه‌هایی اکوفیزیولوژیک مانند ضریب متابولیک، سهم میکروبی و سهم تنفس میکروبی چشم‌اندازی از وضعیت کاربری‌های مورد مطالعه نمایش داده‌اند که با تکیه به این نتایج می‌توان گفت که پس از تغییر کاربری از مرتع به اراضی تحت کشت ریزجانداران خاکزی بیشتر تحت‌فشار و تنش‌های محیطی قرار گرفته و آشفتگی بیشتر محیط باعث تجزیه بیشتر و سریع کربن آلی در اراضی کشاورزی شده است که این تغییرات نهایتاً موجب کاهش کیفیت زیستی خاک شده است. همچنین افزایش مدت‌زمان سپری شده از تغییر کاربری

ویراستاری نشده

به کشاورزی توانسته است سبب بهبود نسبی برخی مشخصه‌ها از جمله کربن آلی گردد که بسیاری از ویژگی‌های زیستی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد. نتایج همبستگی پیرسون نشان‌دهنده همبستگی مثبت کربن آلی با کربن زیست‌توده میکروبی، تنفس پایه، تنفس برانگیخته و فعالیت‌های آنزیمی می‌باشد که بیانگر نقش حیاتی کربن آلی در تنظیم میکروبی و آنزیمی است. نتایج پژوهش حاضر نشان می‌دهد که کاهش مشخصه‌های زیستی خاک در اثر تغییر کاربری در مدت‌زمان کوتاهی از تغییر کاربری (کمتر از ۱۰سال) شدیدتر بود و ادامه عملیات کشاورزی (بیش از ۳۰ سال) در بلندمدت باعث بهبود نسبی این مشخصه‌ها شده است. بنابراین؛ می‌توان اظهار داشت که استفاده از روش‌های مدیریتی مناسب در زیست‌بوم‌های کشاورزی می‌تواند در بلندمدت شدت تخریب خاک ناشی از تغییر کاربری به کشاورزی را کاهش دهد. به نظر می‌رسد افزایش ماده آلی به خاک مؤثرترین روش ارتقاء کیفیت خاک‌های مطالعه شده باشد چرا که ماده آلی با تأثیر مثبتی که بر ویژگی‌های خاک مانند افزایش فعالیت زیستی خاک، بهبود حاصلخیزی و ساختمان خاک دارد می‌تواند مقاومت خاک در برابر تخریب را افزایش داده و باعث بهبود کیفیت خاک شود. همچنین استفاده از خاک‌ورزی حفاظتی، الگوی کشت مناسب، کنترل فرسایش خاک و استفاده از کودهای شیمیایی به مقدار کافی از جمله روش‌های مدیریتی است که می‌تواند باعث بهبود ماده آلی در خاک و متعاقباً کیفیت زیستی در خاک‌های منطقه مورد مطالعه شود.

منابع

۱. ابراهیمی، مهدیه؛ کاشانی، سمانه و روحی مقدم، عین اله (۱۳۹۵). تأثیر تغییر کاربری مرتع به کشاورزی بر حاصلخیزی خاک در منطقه تفتان. *دانش آب و خاک*، ۲۶، ۳۱-۴۴.

۲. بهشتی آل آقا، علی؛ رئیسی، فایز و گلچین، احمد (۱۳۹۰). تأثیر تغییر کاربری اراضی از مرتع به زمین زراعی بر شاخص‌های میکروبیولوژیکی و بیوشیمیایی خاک. *آب و خاک*، ۲۵(۳)، ۴۴-۵۷.

۳. حیدری، پریسا؛ حجتی، سعید؛ عنایتی ضمیر، نعیمه و رعیت پیشه، امیر (۱۳۹۶). تأثیر تغییر کاربری اراضی بر ذخیره کربن آلی و برخی ویژگی‌های بیولوژیکی خاک در بخشی از حوزه‌ی آبخیز رکعت در استان خوزستان. *تحقیقات مرتع و بیابان ایران*، ۲۴(۱)، ۱۸۱-۱۹۲.

۴. خوشیاری، فاطمه؛ دیانتی تیلکی، قاسمعلی و عابدی، مهدی (۱۳۹۹). اثر برخی مدیریت های اراضی بر ویژگی های حاصلخیزی خاک (مطالعه موردی: مراتع کهنه لاشک, کجور, مازندران). *مرتع*، ۱۴(۱)، ۲۵-۳۶.

۵. نیک نهاد، حمید و مارامایی، مشهدقلی (۱۳۹۰). مطالعه اثرات تغییر کاربری اراضی بر خصوصیات خاک (مطالعه موردی: حوضه آبخیز کچیک). *مدیریت خاک و تولید پایدار*، ۱(۲)، ۸۱-۹۶.

6. Abbasi, M. (2016). Changes in runoff, Soil and nutrient loss in different vegetation cover type in Loess lands (Case study: Kechik watershed, Golestan province). *Journal of Water and Soil Conservation*, *23*(3), 91-109 .
7. Acosta-Martínez, V., Cruz, L., Sotomayor-Ramírez, D., & Pérez-Alegría, L. (2007). Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed. *Applied Soil Ecology*, *35*(1), 35-45 .
8. Alef, K., & Nannipieri, P. (1995). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*, Netherlands: Elsevier Science.
9. Anderson, T.H., & Domsch, K. H. (1990). Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry*, *22*(2), 251-255 .
10. Ayoubi, S., Emami, N., Ghaffari, N., Honarjoo, N., & Sahrawat, K. L. (2014). Pasture degradation effects on soil quality indicators at different hillslope positions in a semiarid region of western Iran. *Environmental Earth Sciences*, *71*, 375-381 .
11. Azene, B., Zhu, R., Pan, K., Sun, X., Nigussie, Y., Gruba, P., & Zhang, L. (2023). Land use change alters phosphatase enzyme activity and phosphatase-harboring microbial abundance in the

subalpine ecosystem of southeastern Qinghai-Tibet Plateau, China. *Ecological Indicators*, *153*, 110416.
12. Bai, Y., & Cotrufo, M. F. (2022). Grassland soil carbon sequestration: Current understanding, challenges, and solutions. *Science*, *377*(6606), 603-608 .
13. Balota, E. L., Yada, I. F., Amaral, H., Nakatani, A. S., Dick, R. P., & Coyne, M. S. (2014). Long-term land use influences soil microbial biomass P and S, phosphatase and arylsulfatase activities, and S mineralization in a Brazilian oxisol. *Land Degradation & Development*, *25*(4), 397-406 .
14. Beheshti Al-Agha, Raisi, Fayez, Golchin, & Ahmed. (2011). The effect of land use change from pasture to cropland on soil microbiological and biochemical indicators. *Water and Soil*, 25(3), 44-57. (In Persian)
15. Bian, J., Chen, W., & Zeng, J. (2023). Ecosystem services, landscape pattern, and landscape ecological risk zoning in China. *Environmental Science and Pollution Research*, *30*(7), 17709-17722 .
16. Black, C., & Allison, L .(1965). Organic carbon. *Methods of Soil Analysis. Part*, *2*, 1367-1378 .
17. Bolo, P., Kihara, J., Mucheru-Muna, M., Njeru, E. M., Kinyua, M., & Sommer, R. (2021). Application of residue, inorganic fertilizer and lime affect phosphorus solubilizing microorganisms and microbial biomass under different tillage and cropping systems in a Ferralsol. *Geoderma*, *390*, 114962 .
18. Borie, F., Rubio, R., Rouanet, J., Morales, A., Borie, G., & Rojas, C. (2006). Effects of tillage systems on soil characteristics, glomalin and mycorrhizal propagules in a Chilean Ultisol. *Soil and Tillage Research*, *88*(1-2), 253-261 .
19. Bremner, J. M., & Mulvaney, C. (1982). Nitrogen—total. *Methods of soil analysis: Part 2 Chemical and microbiological properties*, *9*, 595-624 .
20. Brookes, P., Landman, A., Pruden, G., & Jenkinson, D. (1985). Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *17*(6), 837-842 .
21. Bui, E. N., & Henderson, B. L. (2013). C: N: P stoichiometry in Australian soils with respect to vegetation and environmental factors. *Plant and Soil* , *373*, 553-568.
22. Chen, A., Wang, Z., Lin, Y., Wang, X., Li, Y., Zhang, Y., Tao, Z., Gao, Q., & Tang, G. (2020). Temporal variation of soil organic carbon pools along a chronosequence of reforested land in Southwest China. *Catena*, *194*, 104650.
23. Chen, C., Chen, H. Y., Chen, X., & Huang, Z. (2019). Meta-analysis shows positive effects of plant diversity on microbial biomass and respiration. *Nature Communications*, *10*(1), 1332 .
24. Chenu, C., Angers, D. A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D., & Balesdent, J. (2019). Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research*, *188*, 41-52 .
25. Conant, R. T., Paustian, K., & Elliott, E. T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications*, *11*(2), 343-355 .
26. Delgado-Baquerizo, M., Maestre, F. T., Reich, P. B., Jeffries, T. C., Gaitan, J. J., Encinar, D., Berdugo, M., Campbell, C. D., & Singh, B. K. (2016). Microbial diversity drives multifunctionality in terrestrial ecosystems. *Nature Communications*, *7*(1), 10541 .
27. Deng, L., Wang, G. L., Liu, G. B., & Shangguan, Z. P. (2016). Effects of age and land-use changes on soil carbon and nitrogen sequestrations following cropland abandonment on the Loess Plateau, China. *Ecological Engineering*, *90*, 105-112 .
28. Ding, F., Hu, Y.L., Li, L.J., Li, A., Shi, S., Lian, P.Y., & Zeng, D.H. (2013). Changes in soil organic carbon and total nitrogen stocks after conversion of meadow to cropland in Northeast China. *Plant and Soil*, *373*, 659-672 .
29. Drobnik, T. (2019). *Ecosystem Services and Soil Quality*, ETH Zuric University. DISS. NO. 26298.

30. Ebrahimi, M., Kashani, S., & Rouhi Moghadam, A. (2016). The effect of pasture land use change to agriculture on soil fertility in Taftan region. *Science of Water and Soil*, *26*, 31-44. (In persian)
31. Eleftheriadis, A., & Turrión, M.-B. (2014). Soil microbiological properties affected by land use, management, and time since deforestations and crop establishment. *European Journal of Soil Biology*, *62*, 138-144.
32. Gorobtsova, O., Gedgafova, F., Uligova, T., & Tembotov, R. K. (2016). Ecophysiological indicators of microbial biomass status in chernozem soils of the Central Caucasus (in the territory of Kabardino-Balkaria with the Terek variant of altitudinal zonation). *Russian journal of ecology*, *47*, 19-25 .
33. Guo, X., Chen, H. Y., Meng, M., Biswas, S. R., Ye, L., & Zhang, J. (2016). Effects of land use change on the composition of soil microbial communities in a managed subtropical forest. *Forest Ecology and Management*, *373*, 93-99 .
34. Guo, S., Zhu, H., Dang, T., Wu, J., Liu, W., Hao, M., & Syers, J. K. (2012). Winter wheat grain yield associated with precipitation distribution under long-term nitrogen fertilization in the semiarid Loess Plateau in China. *Geoderma*, *189*, 442-450.
35. Haiyan, S., Songlin, L., & Guangmin, C. (2008). Effect of grazing on of alpine meadow dominated by *Potentilla froticosa* shrub on Qilian Mountain. *Ecology and Environmental*, *17*(6), 2319-2324 .
36. Han, X. M., Wang, R.Q., Jian, L., Wang, M.C., Juan, Z., & Guo, W.h. (2007). Effects of vegetation type on soil microbial community structure and catabolic diversity assessed by polyphasic methods in North China. *Journal of Environmental Sciences 19 (10)*, 1228-1234.
37. Heydari, P., Hojjati, S., Enayati Zamir, N., & Rait Pisheh, A. (2017). The effect of land use change on organic carbon storage and some soil biological characteristics in a part of Rakat watershed in Khuzestan province. *Iran Pasture and Desert Research*, *24*(1), 181-192. (In persian)
38. Katsalirou, E., Deng, S., Nofziger, D. L., & Gerakis, A. (2010). Long-term management effects on organic C and N pools and activities of C-transforming enzymes in prairie soils. *European Journal of Soil Biology*, *46*(5), 335-341 .
39. Khoshyari, F., Dianati Tilaki, G., & Abedi, M. (2020). The effect of land management on soil fertility characteristics (Case study: Rangelands of Kohneh Lashak, Kojur, Mazandaran). *Journal of Rangeland*, *14*(1), 25-36.
40. Kooch, Y., Ghorbanzadeh, N., Kuzyakov, Y., Praeg, N., & Ghaderi, E. (2022). Investigation of the effects of the conversion of forests and rangeland to cropland on fertility and soil functions in mountainous semi-arid landscape. *Catena*, *210*, 105951.
41. Kopittke, P. M., Dalal, R. C., Finn, D., & Menzies, N. W. (2017). Global changes in soil stocks of carbon, nitrogen ,phosphorus, and sulphur as influenced by long-term agricultural production. *Global Change Biology*, *23*(6), 2509-2519 .
42. Korschens, M., Albert, E., Armbruster, M., Barkusky, D., Baumecker, M., Behle-Schalk, L., & Zorn, W. (2013). Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century. *Archives of Agronomy and Soil Science*, *59*(8), 1017-1040.
43. Lal, R. (2002). Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environmental Pollution*, *116*(3), 353-362 .
44. Li, Q., Yang, D., Jia, Z., Zhang, L., Zhang, Y., Feng, L., He, L., Yang, K., Dai, J., & Chen, J. (2019). Changes in soil organic carbon and total nitrogen stocks along a chronosequence of Caragana intermedia plantations in alpine sandy land. *Ecological Engineering*, *133*, 53-59 .
45. Liu, Y., Li, C., Cai, G., Sauheitl, L., Xiao, M., Shibistova, O., & Guggenberger, G. (2023). Meta-analysis on the effects of types and levels of N, P, and K fertilization on organic carbon in cropland soils. *Geoderma*, *437*, 116580.

46. Liu, S., Sun, Y., Shi, F., Liu, Y., Wang, F., Dong, S., & Li, M. (2022). Composition and diversity of soil microbial community associated with land use types in the agro–pastoral area in the upper yellow river basin. *Frontiers in Plant Science*, *13*, 819661.
47. Liu, Q., Xu, H., Mu, X., Zhao, G., Gao, P., & Sun, W. (2020). Effects of different fertilization regimes on crop yield and soil water use efficiency of millet and soybean. *Sustainability*, *12*(10), 4125.
48. Lu, Z., Zhou, Y., Li, Y., Li, C., Lu, M., Sun, X., Luo, Z., Zhao, J., & Fan, M. (2023). Effects of partial substitution of chemical fertilizer with organic manure on the activity of enzyme and soil bacterial communities in the mountain red soil. *Frontiers in Microbiology*, *14*, 1234904 .
49. McLean, E. (1983). Soil pH and lime requirement. *Methods of soil analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*, *9*, 199-224 .
50. Merloti, L. F., Mendes, L. W., Pedrinho, A., de Souza, L. F., Ferrari, B. M., & Tsai, S. M. (2019). Forest-to-agriculture conversion in Amazon drives soil microbial communities and N-cycle. *Soil Biology and Biochemistry*, *137*, 107567.
51. Merino, A., Omil, B., Pineiro, V., Barros, N., Souza-Alonso, P., & Campo, J. (2023). Soil C dynamics after deforestation and subsequent conversion of arable cropland to grassland in humid temperate areas. *Science of The Total Environment*, *901*, 165793.
52. Moghimian, N., Hosseini, S. M., Kooch, Y., & Darki, B. Z. (2019). Evaluating soil biochemical/microbial indices as ecological indicators of different land use/cover in northern Iran. *Acta Ecologica Sinica*, *39*(4), 328-333.
53. Nannipieri, P., Kandeler, E., & Ruggiero, P. (2002). Enzyme activities and microbiological and biochemical processes in soil. In Enzymes in the Environment.edited by Burns, R., & Dick, P.G.. CRC Press: Boca Raton, FL, USA. 1–33.
54. Nautiyal, C. S., Bhadauria, S., Kumar, P., Lal, H., Mondal, R., & Verma, D. (2000). Stress induced phosphate solubilization in bacteria isolated from alkaline soils. *FEMS Microbiology Letters*, *182*(2), 291-296 .
55. Neal, A. L., Rossmann, M., Brearley, C., Akkari, E., Guyomar, C., Clark, I. M., & Hirsch, P. R. (2017). Land-use influences phosphatase gene microdiversity in soils. *Environmental Microbiology*, *19*(7), 2740-2753.
56. Nik Nihad Hamid, & Maramaei Mashhadgholi. (2011). Studying the effects of land use change on soil properties (case study: Kechik watershed). *Soil Management and Sustainable Production*, *1*(2), 81-95. (In persian)
57. Norton, J. B., Mukhwana, E. J., & Norton, U. (2012). Loss and recovery of soil organic carbon and nitrogen in a semiarid agroecosystem. *Soil Science Society of America Journal*, *76*(2), 505-514 .
58. Olsen, S. R. (1954). *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate*. Washington, DC, USA.
59. Ragot, S. A., Kertesz, M. A., Meszaros, E., Frossard, E., & Bunemann, E. K. (2017). Soil *phoD* and *phoX* alkaline phosphatase gene diversity responds to multiple environmental factors. *FEMS Microbiology Ecology*, *93*(1), 212.
60. Raich, J. W., & Tufekciogul, A. (2000). Vegetation and soil respiration: correlations and controls. *Biogeochemistry*, *48*, 71-90 .
61. Raiesi, F., & Salek-Gilani, S. (2018). The potential activity of soil extracellular enzymes as an indicator for ecological restoration of rangeland soils after agricultural abandonment. *Applied soil Ecology*, *126*, 140-147 .
62. Raiesi, F., & Sobhani, S. (2022). Soil phosphorus pools and cycling as affected by changing land-uses in a semi-steppe ecosystem. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *122*(1), 13-30.
63. Raiesi, F., & 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 & Development*, *31*(12), 1533-1544 .

64. Sajan, B., Mishra, V. N., Kanga, S., Meraj, G., Singh, S. K., & Kumar, P. (2022). Cellular automata-based artificial neural network model for assessing past, present, and future land use/land cover dynamics. *Agronomy*, *12*(11), 2772 .
65. Sawada, K., Inagaki, Y., Toyota, K., Kosaki, T., & Funakawa, S. (2017). Substrate-induced respiration responses to nitrogen and/or phosphorus additions in soils from different climatic and land use conditions. *European Journal of Soil Biology*, *83*, 27-33.
66. Suman, A., Lal, M., Singh, A., & Gaur, A. (2006). Microbial biomass turnover in Indian subtropical soils under different sugarcane intercropping systems. *Agronomy Journal*, *98*(3), 698-704 .
67. Tabatabai, M. A., & Bremner, J. M. (1969). Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry*, *1*(4), 301-307 .
68. Tellen, V. A., & Yerima, B. P. (2018). Effects of land use change on soil physicochemical properties in selected areas in the North West region of Cameroon. *Environmental Systems Research*, *7*(1), 1-29.
69. Tripathy, S., Bhattacharyya, P., Mohapatra, R., Som, A., & Chowdhury, D. (2014). Influence of different fractions of heavy metals on microbial ecophysiological indicators and enzyme activities in century old municipal solid waste amended soil. *Ecological Engineering*, *70*, 25-34 .
70. Yu, P., Liu, S., Zhang, L., Li, Q., & Zhou, D. (2018). Selecting the minimum data set and quantitative soil quality indexing of alkaline soils under different land uses in northeastern China. *Science of the Total Environment*, *616*, 564-571 .
71. Zandi, L., Erfanzadeh, R., & Joneidi Jafari, H. (2017). Rangeland use change to agriculture has different effects on soil organic matter fractions depending on the type of cultivation. *Land Degradation & Development*, *28*(1), 175-180 .
72. Zhang, C., Zhao, Z., Li, F., & Zhang, J. (2022). Effects of organic and inorganic fertilization on soil organic carbon and enzymatic activities. *Agronomy*, *12*(12), 3125 .
73. Zhang, B., Chen, L., Jin, S., Guo, Q., & Hou, J. (2022). The influence of plants on the migration and transformation of nitrogen in plant-soil systems: A review. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, *22*(4), 4084-4102.
74. Zhang, J., Feng, L., Ouyang, Y., Hu, R., Xu, H., & Wang, J. (2020). Phosphate-solubilizing bacteria and fungi in relation to phosphorus availability under different land uses for some latosols from Guangdong, China. *Catena*, *195*, 104686.

ویرایش شده

EXTENDED ABSTRACT

Introduction:
Land use change is an important issue in the optimal and sustainable management of natural resources. It can have a widespread impact on various crucial aspects and characteristics of soil, particularly its biological properties. It is widely acknowledged that land use conversion from rangeland to agricultural lands often leads to alterations in biological traits, and, in some cases, chemical and physical attributes are also affected. Soil organisms play a pivotal role in the soil ecosystem, contributing to essential processes and functions, and they possess the capacity to enhance numerous soil processes. Hence, precise identification and assessment of soil biological characteristics are imperative for discovering the effects and consequences of land use changes in soil resources. Due to the increasing manipulation and destruction of rangelands in the arid and semi-arid areas, which are sensitive and vulnerable habitats, this study aimed to investigate the effects of land use change from rangeland to rainfed agricultural lands on the soil's biological and some chemical characteristics of the soil.

Objectives:
The objectives of the present study were to investigate the effect of rangeland conversion to agricultural land use with different histories on soil biological characteristics in a semi-arid region and to evaluate the amount of biological stress after land use change in different land uses using eco-physiological indicators.

Materials and Methods:
This study selected three nearby areas with different land use histories, including rangelands, areas with less than ten years of conversion from rangeland to rainfed agriculture, and areas with more than 30 years of conversion from rangeland to rainfed agriculture. A factorial experiment in a completely randomized design was conducted, and soil sampling was randomly carried out at two depths of 0-15 and 15-30 cm with four replications. Soil samples were collected from each depth and immediately transferred to flasks at four °C to preserve biological quality. Soil microbial and enzymatic activity and chemical properties were determined using standard laboratory methods. The data was analyzed using two-way analysis of variance (ANOVA) with SPSS to assess the impact of the main factors (land use and soil depth) and their interaction. The Duncan multiple range test was used at a 0.05 probability level for post hoc analyses.

Results:
The conversion of rangeland to rainfed cultivation showed detrimental effects on soil biological and chemical characteristics. The results showed that basal soil microbial respiration, substrate-induced respiration, microbial biomass, activities of urease, acid and alkaline phosphatase enzymes, soil organic matter, total nitrogen, available phosphorus, C to N ratio, and microbial quotient were significantly higher in rangelands compared to other land uses. Moreover, soil organic carbon, the C to N ratio, and the activities of urease and acid phosphatase were significantly higher in rainfed agricultural lands with over 30 years of cultivation than those with less than ten years of cultivation. The population of phosphate-solubilizing microorganisms was higher in farmlands with more than 30 years of cultivation than in other land uses. Higher metabolic and microbial respiration quotient values, which indicate ecological disorders, were observed in rainfed agricultural lands with less than ten years of cultivation. Land use change did not significantly affect soil pH. However, soil electrical conductivity was higher in rainfed agricultural lands, with the highest values observed in areas that had been cultivated for over 30 years. Pearson's correlation analysis showed a significant positive association between organic carbon and microbial biomass carbon (MBC) (r=0.68**), basal respiration (BR) (r=0.68**), substrate-induced respiration (SIR) (r=0.68**), and enzyme activities ($p< 0.05$). These findings underscore the crucial role of organic carbon in governing microbial populations and enzyme functionality within the soil ecosystem.

Conclusion:
In this study, the conversion of rangeland to agricultural lands was found to have a detrimental impact on several biological characteristics, including microbial respiration, substrate-stimulated respiration, extracellular enzyme activities, and microbial biomass. Additionally, eco-physiological indices such as metabolic quotient, microbial quotient, and microbial respiration quotient provided insights into the condition of the studied land uses. These findings suggest that following the conversion of rangeland to agricultural lands, soil microorganisms experienced heightened pressure and environmental stress. Increased environmental disturbance led to accelerated decomposition of organic carbon in agricultural soils, ultimately resulting in a decline in soil biological quality. Over time, the biological condition of the soil has improved, yet it still significantly deviates from its original and ideal state.

Keywords: *Eco-physiological indices, Land use change, Soil biological properties, Soil health*