مطالعه تأثیر نوع کشت گونه‌های زراعی و باغی در مراتع طبیعی بر فاکتورهای کیفی خاک با تاکید بر تنفس میکروبی

لیلا زندی[۱]، رضا عرفانزاده*[۲] و حامد جنیدی جعفری[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۱/۲۳ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۸/۰۹/۰۲

چکیده

تنفس میکروبی یکی از مهم‌ترین فاکتورهای کیفی خاک است که به تغییر کاربری اراضی حساسیت بالایی دارد. انجام فعالیت‌های کشاورزی، به‌ویژه شخم بی‌رویه، شرایط خاک را تغییر داده و موجب افزایش فعالیت‌های میکروبی و تجزیه بیشتر بقایای گیاهی می‌گردد. بنابراین پژوهش حاضر با هدف بررسی تأثیر نوع کشت در تغییر کاربری مراتع طبیعی به اراضی زراعی و باغی بر تنفس میکروبی و برخی دیگر از فاکتورهای خاکی انجام شد. برای این منظور سه کاربری شامل مرتع، باغ، اراضی زراعی نخود و گندم به‌عنوان محدوده مطالعاتی انتخاب شدند. برداشت نمونه‌های خاک به تعداد ۴۲ عدد به شکل تصادفی-سیستماتیک از عمق ۲۵-۰ سانتی‌متری صورت گرفت. نتایج حاصل از تجزیه واریانس یک‌طرفه (ANOVA) نشان داد که بیشترین میزان تنفس میکروبی خاک در کاربری باغ با میانگین ۰/۶۳ میلی‌گرم دی‌اکسید کربن در روز مشاهده شد و کمترین آن در اراضی گندم، مرتع و نخود به‌ترتیب با میانگین ۰/۴۰، ۰/۳۰ و ۰/۳۰ میلی‌گرم دی‌اکسید کربن در روز مشاهده گردید. همچنین نتایج نشان داد که ماده آلی کل خاک در کاربری مرتع با میانگین ۱/۹۳ درصد بیشترین مقدار را داشت و در کاربری‌های باغ، نخودزار و گندم‌زار به‌ترتیب ۱/۴۵، ۰/۹۵ و ۰/۹۷ درصد بود. بیشترین مقدار نیتروژن کل نیز در کاربری مرتع با میانگین ۰/۱۶ درصد مشاهده گردید. ولی در سایر کاربری‌ها مقدار آن به صورت معنی‌داری کمتر بود. pH خاک نیز در کاربری باغ با میانگین ۸/۰۷ دارای بیشترین مقدار و در کاربری مرتع با میانگین ۷/۴۰ دارای کمترین مقدار بود. این تحقیق نشان داد که در تبدیل مرتع به کشاورزی و باغ می‌تواند صدمه کمتری به کیفیت خاک وارد کند.

واژه‌های کلیدی: تغییر کاربری اراضی، تنفس میکروبی، مرتع، باغ، نخودزار، گندم‌زار.

[۱]- دانشجوی دکتری علوم مرتع، گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری

[۲]- دانشیار گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران.

* نویسنده مسئول: rezaerfanzadeh@modares.ac.ir

[۳]- استادیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-12-22]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.1.9]

مقدمه

تنفس خاک، اکسیدشدن مواد آلی توسط ریزجانداران هوازی و به‌دنبال آن خروج دی اکسید کربن از خاک بوده و مشخص‌ترین علامت معدنی‌شدن ماده آلی و بقایای گیاهی در خاک توسط فعالیت میکروبی می‌باشد. مقادیر بیشتر دی اکسید کربن آزادشده طی فرآیند تنفس، نشان‌دهنده فعالیت عمومی میکروب‌ها به‌ویژه فعالیت هتروتروف‌ها بوده و شاخصی برای تعیین بخش قابل معدنی‌شدن کربن آلی خاک محسوب می‌شود (۲). تنفس خاک یکی از عواملی است که منجر به جریان دی اکسید کربن در چرخه کربن می‌شود که این فرآیند حدود ۸۰ درصد کربن را به اتمسفر برمی‌گرداند (۳۲). این کربن آزاد نقش مهمی در چرخه کربن بازی می‌کند به‌طوریکه تغییرات آب و هوا را نیز تحت تأثیر قرار می‌دهد (۴۰).

مراتع که بیش از ۴۰ درصد ذخیره کربن را به خود اختصاص داده‌اند، به‌شدت تحت تأثیر فعالیت انسانی (مانند کشت و کار، شخم و غیره) و تغییر کاربری (۶ و ۲۸) می‌باشند. تغییر کاربری در این اکوسیستم، ترسیب کربن و تغییرات محیط زیست جهانی را به‌شدت تحت تأثیر قرار می‌دهد (۱۶). تغییر کاربری مراتع به کشاورزی و شیوه مدیریت به‌طور مستقیم خواص خاک را تحت تاثیر قرار می‌دهد (۱۷) و همچنین ثبات کربن آلی را با تغییر در عملکرد کشت و در نهایت ظرفیت ترسیب کربن خاک، تغییر می‌دهد (۴۲). نوع سیستم کاربری اراضی فاکتور مهمی است که سطح ماده آلی خاک، را کنترل می‌کند و اثرات آن مقدار و کیفیت ورودی لاشبرگ، شدت تجزیه لاشبرگ و فرآیند پایداری ماده آلی خاک‌ها را تعیین می‌کند (۳۴). علاوه بر مواد آلی، تنفس خاک یکی از مهمترین فاکتورهای کیفی خاک است که به تغییرکاربری اراضی حساسیت بالایی دارد (۲). انجام فعالیت‌های کشاورزی، به‌ویژه خاکورزی بی‌رویه، شرایط خاک را تغییر داده و موجب افزایش فعالیت های میکروبی و تجزیه بیشتر بقایای گیاهی می‌گردد (۲۵). انجام عملیات شخم در کشاورزی، فعالیت‌های میکروبی را با تأمین اکسیژن لازم برای اکسیداسیون و تجزیه میکروبی ماده آلی تشدید می‌کند (۱۹).

با توجه به اینکه رکن اساسی کشاورزی در اراضی زراعی، وجود خاک و آب مناسب می‌باشد، معمولا اراضی مرتعی در دسترس‌ترین اراضی برای تبدیل شدن به اراضی زراعی هستند. بنابراین اراضی غرب کشور از تغییرات شدید کاربری مراتع مصون نمانده و کاهش وسعت اراضی مرتعی و در نتیجه تشدید سیلاب و افزایش میزان فرسایش سالانه خاک، همگی بر این امر دلالت دارد. در واقع بسیاری از مراتعی که در وضعیت خوب و متوسط قرار داشته‌اند، شخم خورده و به دیم‌زار تبدیل می‌شوند که به دلیل رشد روز افزون جمعیت و نیاز به محصولات غذایی این تغییر کاربری همچنان ادامه دارد (۲۳).

در مطالعه خاک اکوسیستم‌ها به‌ویژه زمانی که مدیریت یا تغییر خاصی اعمال می‌گردد، باید شاخص‌هایی از خاک را مورد بررسی قرار داد که بتوانند تاثیر نوع و شدت مدیریت را در آن شرایط به‌خوبی بیان نمایند و گویای وضعیت کلی سیستم خاک باشند. در این رابطه می‌توان به شاخص‌هایی مانند تنفس میکروبی به همراه فاکتورهایی مثل میزان کربن آلی، چگالی ظاهری، pH و هدایت الکتریکی اشاره نمود (۲۴). بنابراین اندازه‌گیری خصوصیات کیفی خاک مورد اشاره در بالا، برای درک، ارزیابی و پیش‌بینی اثرات تبدیل مرتع به سایر کاربری‌ها بر این فاکتورهای کیفی لازم و ضروری است، که در این مقاله به آن پرداخته شده است. بدیهی است هر گونه کاربری که جایگزین رویشگاه‌های طبیعی شود و اثرات کمتری بر تنفس میکروبی و یا سایر شاخص های کیفی خاک داشته باشد می تواند در تغییر کاربری این رویشگاه‌ها مد نظر قرار گیرد.

مواد و روش ها

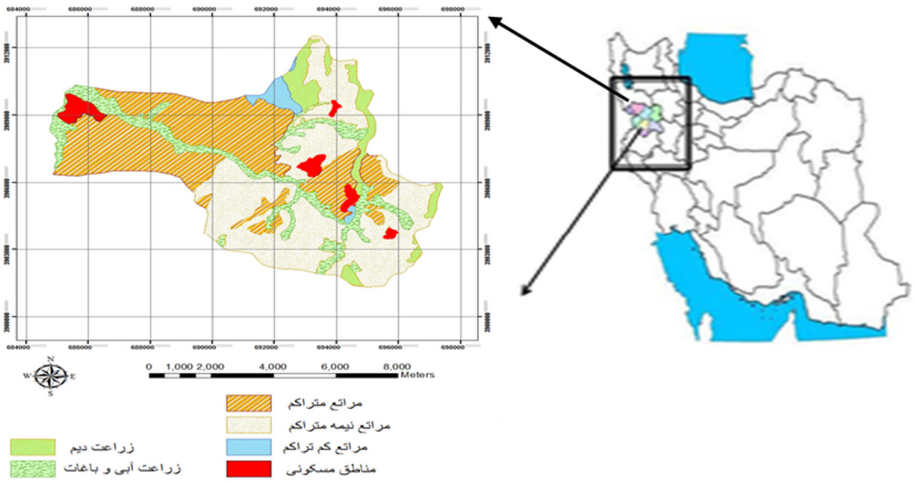
منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در این تحقیق گردنه صلوات‌آباد در شرق شهرستان سنندج استان کردستان با مختصات جغرافیایی "۴۸ ´۰۷ °۴۷ تا "۵۷ ´۰۸ °۴۷ طول شمالی و "۱۶ ´۱۵ °۳۵ تا "۴۰ ´۱۹ °۳۵ عرض شرقی بود. مساحت این منطقه ۱۸/۷۱ کیلومتر مربع و ارتفاع متوسط آن در حدود ۲۰۰۰ متر از سطح دریا می‌باشد. اقلیم منطقه از نوع مدیترانه‌ای است. میانگین بارش منطقه ۴۷۰/۸۳ میلی‌متر

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-12-22]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.1.9]

و میانگین دما ۱۲ درجه‌سانتی‌گراد و شیب منطقه ۲۳/۰۵ درجه است (شکل ۱) (۳۷).



شکل ۱: موقعیت و کاربری اراضی منطقه مورد مطالعه

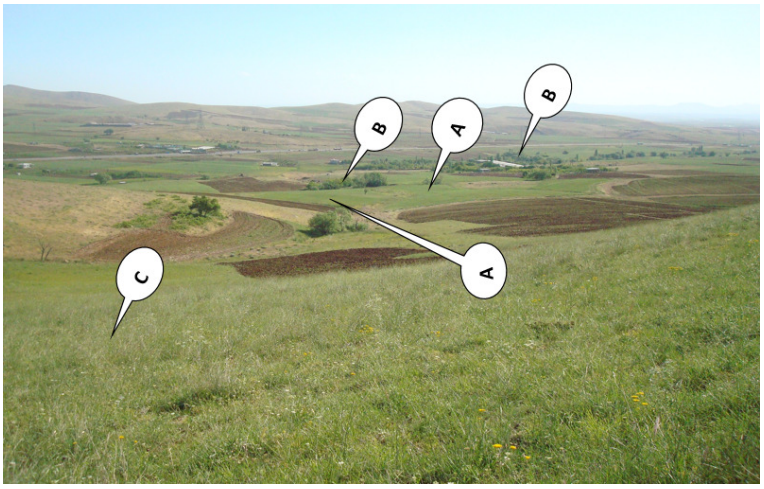
نمونه‌برداری از خاک

به‌منظور انجام این تحقیق، خرداد ماه سال ۱۳۹۳ همزمان با رشد غالب گیاهان پس از بازدید صحرایی در منطقه مورد مطالعه، محدوده کاری در حوزه صلوات آباد سنندج انتخاب شد. در این حوزه سه کاربری شامل یک مرتع، دو قطعه زمین نخود، دو قطعه زمین گندم و دو قطعه زمین باغی (لازم به ذکر است که در اراضی نخود، گندم و باغ از هیچ‌گونه عملیات آبیاری و کوددهی استفاده نشد)، به‌عنوان محدوده مطالعاتی انتخاب گردیدند (شکل ۲). انتخاب اراضی مرتعی و دیگر اراضی‌ها به گونه‌ای بود که از نظر فیزیوگرافی و اقلیمی شرایط مشابهی داشته باشند و تفاوت‌های نوع خاک اولیه صفر یا به حداقل مقدار خود برسد تا با ثابت در نظر گرفتن همه شرایط، بتوان اثر تغییر کاربری را با حذف دیگر اثرات مخدوشگر مورد بررسی قرارداد.

نمونه‌های خاک به شکل تصادفی- سیستماتیک از هر کاربری از عمق ۲۵ -۰ سانتی‌متری با بیل از زمین برداشت شد و از کل کاربری‌ها در مجموع ۴۲ نمونه خاک جمع‌آوری گردید (از هر سایت ۶ تکرار برداشت شد). سپس نمونه‌های خاک به آزمایشگاه منتقل و در هوای اتاق خشک شده و به آرامی کوبیده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند (۲۳).

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-12-22]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.1.9]



شکل ۲: چشم انداز منطقه مورد مطالعه. حضور همزمان اراضی مختلف زراعی (*A*)، باغی (*B*) و مرتعی (*C*) کنار یکدیگر با شرایط توپوگرافیکی و اقلیمی تقریبا یکسان، امکان انجام این تحقیق را میسر ساخت.

تنفس میکروبی با استفاده از روش بطری بسته[1] بر حسب میلی‌گرم دی‌اکسید سدیم در روز (۲۴) اندازه‌گیری شد. بنابراین ۲۰ میلی‌لیتر محلول هیدروکسید سدیم ۰/۱ مولار به ظروف شیشه‌ای ۲۵۰ میلی‌متری دارای درپوش با واشر آب‌بندی، ریخته شد و ۲۵-۲۰ گرم خاک عرصه وزن شده و به داخل کیسه‌های نایلونی منتقل شد. در قسمت بالای کیسه منافذ ریز ایجاد و در کنار محلول هیدروکسید سدیم ۰/۱ مولار به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۲۵ درجه انکوبه گردید. برای تهیه نمونه شاهد، همان روش بدون خاک اجرا شد. پس از پایان انکوباسیون مقدار ۲ سی سی کلرید باریم نیم مولار به نمونه‌ها اضافه گردید و سپس ۴-۳ قطره محلول شناساگر افزوده و با HCL ۰/۱ مولار تیتر شدند (رنگ محلول در این مرحله صورتی بود. تیتر در نقطه‌ای که محلول به رنگ شیری یا سفید در بیاید متوقف شد) و مقدار تنفس پایه بر پایه $mgCO2g^{-1}\ dm24h^{-1}$ برآورد گردید (۲۴).

رابطه (۱):

$$Sr = \frac{(C - S) * 2.2 * 100}{\mathrm{SW} * \%\mathrm{dm}}$$

C: میانگین حجم اسید HCl مصرفی توسط شاهد (میلی‌گرم)، S: میانگین حجم اسیدHCl مصرفی توسط نمونه (میلی‌گرم)، ۲/۲: فاکتور تبدیل (یک میلی‌گرم از HCl ۰/۱ مولار معادل ۲/۲ میلی‌گرم CO2 می‌باشد)، SW: وزن اولیه خاک (گرم)، $100\%dm$: فاکتور تبدیل برای خاک خشک و $\%dm$: وزن خشک خاک تقسیم بر وزن خاک تازه ضرب‌در ۱۰۰ می‌باشد.

همچنین ماده آلی کل با روش والکلی بلک (۲۹)، نیتروژن کل به روش کجدال(۵) وزن مخصوص ظاهری به روش کلوخه، اسیدیته خاک با pH متر، هدایت الکتریکی با EC متر در هر یک از نمونه‌ها اندازه‌گیری شدند. در نهایت به‌منظور تجزیه و تحلیل و همچنین مقایسه داده‌ها، ابتدا نرمال بودن داده‌ها با آزمون کولموگراف- اسمیرنوف مورد بررسی قرار گرفت. به‌منظور بررسی اثر تغییر کاربری اراضی بر فاکتورهای کیفی خاک از آزمون تجزیه واریانس یک‌طرفه (One-Way ANOVA) استفاده شد و برای مقایسه چندگانه میانگین از آزمون دانکن استفاده گردید.لازم به ذکر است کلیه آزمون‌های آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS با نسخه ۱۷ انجام شد.

نتایج

فاکتورهای بیولوژیک

تنفس میکروبی

جدول تجزیه واریانس ANOVA نشان داد که تغییر کاربری از مرتع به اراضی زراعی مختلف، تاثیر معنی‌داری بر تنفس میکروبی دارد (جدول ۱).

[1] Closed Bottle Method

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-12-22]

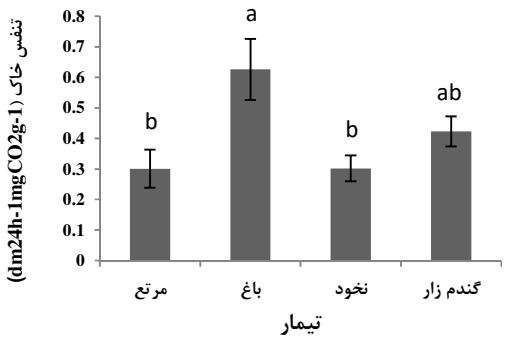
[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.1.9]

جدول ۱: نتایج تجزیه واریانس تنفس میکروبی خاک در حوزه آبخیز صلوات آباد سنندج

فاکتور	مجموع‌مربعات	درجه‌آزادی	میانگین‌مربعات	مقدارF	sig
تغییربین‌گروه‌ها (کاربری‌ها)	۰/۷۵۷	۳	۰/۲۵۲	۴/۸۱۶	**۰/۰۰۶
تغییردرون‌گروهی(تنفس‌میکروبی)	۱/۹۹۰	۳۸	۰/۰۵۲		
کل	۲/۷۴۶	۴۱			

** تفاوت معنی‌دار در سطح خطای ۱ درصد

نتایج آزمون دانکن نشان دادکه بیشترین مقدار تنفس میکروبی مربوط به باغ (با میانگین ۰/۶۳ dm24h-1mgCO2g-1) و کمترین آن مربوط به کاربری مرتع و نخود (با میانگین ۰/۳۰ $dm24h^{-1}mgCO2g^{-1}$) بود (شکل ۲).



شکل ۲: مقایسه میانگین تنفس میکروبی در اراضی زراعی، باغی و مرتعی .حروف مشترک عدم تفاوت معنی‌دار (p>۰/۰۱) را نشان می‌دهند.

فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی خاک

نتایج به‌دست آمده از تجزیه واریانس نشان داد که در اثر تبدیل مرتع به اراضی زراعی و باغی، ماده آلی کل و نیتروژن کل در سطح خطای ۱ درصد به‌طور معنی‌داری کاهش یافتند. میزان اسیدیته و هدایت الکتریکی در اثر این تبدیل به‌طور معنی‌داری در سطح خطای ۱ درصد افزایش یافتند ولی وزن مخصوص ظاهری در سطح خطای ۵ درصد تفاوت معنی‌داری نشان نداد (جدول ۲).

جدول ۲: نتایج تجزیه واریانس فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی خاک در حوزه آبخیز صلوات آباد سنندج

فاکتور	مرتع	باغ	نخودزار	گندم‌زار	F	sig
ماده آلی کل(٪)	۱/۰±۹۳/۰۶a	۱/۰±۴۵/۱۳b	۰/۰±۹۵/۰۵c	۰/۰±۹۷/۰۴c	۲۲/۶۸۸	**۰/۰۰۰
نیتروزن کل(٪)	۰/۰±۱۶/۰۵a	۰/۰±۱۱/۰۱a	۰/۰±۰۶/۰۱b	۰/۰±۰۴/۰۱b	۶/۳۳۶	**۰/۰۰۱
اسیدیته(٪)	۷/۰±۴/۰۵c	۸/۰±۰۷/۰۴a	۷/۰±۶۳/۰۵b	۷/۰±۸۸/۰۲a	۵۸/۲۶۳	**۰/۰۰۰
هدایت‌الکتریکی (*ds/m*)	۷۱/۳±۲۸/۵۸b	۱۴۲/۱۳±۲۴/۵a	۷۵/۵±۵۳/۹۵b	۱۰۶/۴±۶۷/۲۶a	۱۰/۱۰۹	**۰/۰۰۰
وزن‌مخصوص ظاهری (gr/cm^3)	۱/۰±۵۷/۲۵a	۱/۰±۷۴/۱۵a	۱/۰±۹۸/۱۵a	۱/۰±۸۸/۰۷a	۱/۱۸۹	ns۰/۳

**: نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح خطای ۱٪ و ns: نشان‌دهنده عدم تفاوت معنی‌دار بین کاربری‌های مختلف (اعداد زیر هر کاربری نشان‌دهنده میانگین هر فاکتور است.)

بحث و نتیجه‌گیری

تنفس میکروبی

تنفس میکروبی خاک یکی از مهم‌ترین پارامترهای تعیین فعالیت میکروبی در خاک است و یکی از اساسی‌ترین شاخص‌های باروری خاک می‌باشد (۲۷). مطالعات زیادی ارتباط معنی‌دار و خطی بین تنفس میکروبی خاک و مواد آلی خاک در کاربریهای مختلف را گزارش نموده اند. به‌طور مثال بهشتی آل آقا و همکاران (۲۰۱۱) در مطالعات خو به این نتیجه رسیدند که میزان تنفس میکروبی خاک در اثر تبدیل مرتع به اراضی زراعی کاهش می‌یابد و اظهارداشتند که علت بالا بودن تنفس میکروبی در خاک‌های بکر مرتعی

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-12-22]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.1.9]

را می‌توان به کربن آلی بیشتر در این خاک ها نسبت داد. هدررفت مواد آلی خاک در اثر کشت و کار و مدیریت نامناسب خاک اغلب به عنوان عامل اصلی کاهش تنفس خاک در خاک های زراعی نسبت به خاک های بکر گزارش شده است. خرمالی و شمسی (۲۰۰۹) نیز نشان دادند تنفس خاک در اراضی زراعی به‌طور معنی‌دار کمتر از جنگل های بکر بود. آن‌ها دلیل بالا بودن تنفس را در اراضی جنگلی به مواد آلی بالایی که سالیانه به سطح خاک اضافه می‌شود نسبت داده‌اند و هدررفت مواد آلی در نتیجه عملیات شخم و مدیریت نامناسب در اراضی کشت‌شده را علت کاهش تنفس خاک در این اراضی دانسته‌اند.

سو و همکاران (۲۰۰۴) گزارش نمودند کشت کوتاه مدت منجر به کاهش ۱۸-۳۸ درصدی کربن و مجموع نیتروژن و فسفر در عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری شد و بر میزان تنفس پایه و فعالیت آنزیمی علفزارها تاثیر معنی‌داری داشت. همچنین خاک‌های دست‌نخورده دارای جمعیت میکروبی یا وزن توده میکروبی بالاتری نسبت به خاک‌های زراعی بودند که می‌توانند مقدار ماده آلی بیشتری را در زمان مشخص تجزیه نموده وتنفس بالاتری را عرضه کنند. کوچ و همکاران (۲۰۱۵) در مطالعات خود اذعان داشتند که تبدیل اراضی جنگلی به اراضی زراعی به کاهش تنفس میکروبی خاک منجر می‌شد و بیان داشتند یکی از عوامل موثر در افزایش تنفس میکروبی در خاک جنگل‌ها، مناسب بودن شرایط برای فعالیت میکروبی از جمله عرضه کافی کربن، لایه لاشبرگ مورد استفاده میکرو ارگانیسم‌های خاک است.

برخلاف نتایج تحقیقات فوق، نتایج این پژوهش نشان داد که تبدیل مرتع به باغ، و گندم‌زار میزان تنفس میکروبی خاک را به‌ترتیب ۵۰/۷۹ و ۲۵ درصد افزایش داد ولی در اراضی نخود تفاوت قابل توجهی مشاهده نشد. در توجیه این نتیجه باید بیان کرد که با اینکه تنفس میکروبی به‌شدت تحت تاثیر کربن آلی خاک است، ولی علاوه بر کربن آلی، فاکتورهایی از جمله رطوبت، درجه حرارت (۳۷)، ساختار پوشش گیاهی و نوع گونه گیاهی (۳۳ و ۴۱)، ریزجانداران، قابلیت دسترسی به مواد غذایی، ساختمان خاک، کمیت و کیفیت زیست توده و فعالیت میکروبی، مدیریت و کاربری اراضی و از همه مهمتر قابلیت دسترسی میکروارگانیسم‌ها به اکسیژن، به‌طور قابل توجهی می‌تواند بر آن تاثیرگذارباشند (۱۳).

ژانگ و همکاران (۲۰۱۴) بیان داشتند که تنش آب به‌شدت پاسخ تنفس خاک به دمای خاک را تحت تاثیر قرار می‌دهد به عبارت دیگر درجه حرارت نقش ثانویه نسبت به رطوبت و بارش بر تنفس میکروبی دارد. در منطقه مورد مطالعه به‌دلیل اقلیم نیمه‌استپی سرد تجزیه مواد آلی خاک به کندی صورت می‌گیرد از طرفی درکاربری باغ به دلیل سایه‌اندازی درختان، رطوبت خاک بیشتر حفظ می‌گردد درنتیجه وجود رطوبت کافی خاک خود عاملی برای حفظ تنفس میکروبی خاک می‌باشد. در کل تنفس خاک به طور قابل توجهی می‌تواند با تبدیل به انواع کاربری‌های مختلف، متفاوت باشد (۴۳) همچنین می‌توان بیان داشت که میزان تنفس خاک در درجه اول تحت تاثیر عوامل اقلیمی و کیفیت بستر با پوشش گیاهی تنها با داشتن یک اثر ثانویه کنترل می‌شود (۳۲). نتیجه این پژوهش با نتایج ریچ و همکاران (۲۰۰۰)، اکبال و همکاران (۲۰۰۸) و ژانگ و همکاران (۲۰۱۴) مطابقت داشت.

ماده آلی کل

نتایج این پژوهش نشان داد که تبدیل مرتع به باغ، اراضی نخود و گندم میزان ماده آلی کل را به‌ترتیب به میزان ۲۴/۸۷، ۵۰/۷۷ و ۴۹/۷۴ درصد کاهش داد. در حمایت از این نتیجه باید بیان کرد که کشت و کار مهم‌ترین عامل برای کاهش ماده آلی خاک می‌باشد و در اراضی کشاورزی در این منطقه پس از برداشت محصول، باقی‌مانده گیاهی، مورد چرای دام قرار می‌گیرد که این خود دلیلی برای کاهش لاشبرگ ورودی و به‌هم خوردن توازن وتعادل بین تجمع و تجزیه لاشبرگ می‌باشد که در نهایت باعث کاهش ذخیره کربن آلی کل می‌شود.

آبرا و بلاچو (۲۰۱۱) و صادقی‌پور و همکاران (۲۰۱۴) در طی مطالعات خود گزارش دادند که کشاورزی بر مقادیر ماده آلی و کربن آلی اثر معنی‌داری گذاشته به‌طوریکه در اثر کشاورزی از مقدار آن‌ها کاسته شده و همچنین شخم زمین در اثر کشاورزی سبب افزایش اکسیداسیون ماده آلی خاک می‌شود. (۱۰و ۳۸) با مطالعه تغییر کاربری و اثر آن بر ذخیره کربن در چین نشان دادند که کاربری جنگل تغییر یافته نسبت به کاربری مرتع و اراضی کشت شده بیشترین

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-12-22]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.1.9]

مقدار کربن را دارا است. نیتو و همکاران (۲۰۱۳)، فرناندس و همکاران (۲۰۱۴) و لی و همکاران (۲۰۱۴) به این نتیجه رسیدند که علت بالا بودن کربن آلی در خاک جنگل‌ها و مراتع نسبت به اراضی زراعی این است که در زمین‌های کشاورزی مواد آلی به‌طور کامل تجزیه می‌شود و مقدار بیوماس در زمین‌های کشاورزی خیلی کمتر از دیگر کاربری‌هاست و در دراز مدت شیوه کشت به‌طور قابل توجهی خواص خاک را تغییر می‌دهد و باعث کاهش سطح مواد مغذی خاک می‌شود. نتیجه این پژوهش با نتایج سالو و همکاران (۲۰۱۰)، دلامینی و همکاران (۲۰۱۴) و کاردلی و همکاران همخوانی داشت.

به‌طور کلی وضعیت پوشش گیاهی (تراکم و نوع)، چگونگی استفاده از اراضی پس از تغییر کاربری (کشت دیم و یا کشت آبی)، عملیات خاکورزی، شدت و تناوب عملیات شخم و شیار، کودهی، نوع محصولات کشت‌شده پس از تغییر کاربری، زمان نمونه‌برداری و غیره بر میزان کاهش یا افزایش مواد آلی خاک بر حسب چگونگی تغییر کاربری اراضی اثرگذار بوده است (۲۶).

نیتروژن کل

نتایج تحقیقات چیبسا و تا (۲۰۰۹) نشان دادند که میزان نیتروژن خاک تحت تاثیر تغییر کاربری متغیر است و تغییر در میزان نیتروژن در کاربری‌های مختلف اراضی به توزیع ماده آلی خاک بستگی دارد به‌طوریکه درصد نیتروژن در خاک جنگل بیشتر از مراتع و در نهایت در مراتع بیشتر از اراضی آیش و زراعی بود.

کبیری و همکاران (۲۰۱۵) نیز میزان نیتروژن کل را در چهار سیستم با شیوه خاکورزی مختلف مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که کاهش شدت شخم در کوتاه مدت نمی‌تواند اثر چندانی در بهبود مواد آلی کل و نیتروژن کل داشته باشد و افزایش نیتروژن کل با ورود بقایای گیاهی به سیستم‌های خاکورزی ارتباط مثبت دارد.

در منطقه مورد مطالعه در این تحقیق، نیتروژن کل در کاربری باغ، نخودزار و گندم‌زار به‌ترتیب ۳۱/۲۵، ۶۲/۵ و ۷۵ درصد کاهش یافت، این کاهش در اراضی زراعی نخودزار و گندم‌زار معنی‌دار شد. به نظر می‌رسید که در اراضی زراعی نخودزار، چون نخود متعلق به تیره بقولات می‌باشد و به‌دلیل همزیستی با باکتری‌ها می‌تواند در افزایش نیتروژن خاک مؤثر باشد ولی نتیجه چنین نبود. شاید به‌این دلیل که در اراضی کشاورزی این منطقه، کشاورز اقدام به برداشت محصول تا حد ریشه‌دوانی آن می‌کند در نتیجه چیزی از بقایای گیاهی در خاک باقی نمی‌ماند، از طرفی از آن‌جایی‌که عمده‌ترین منبع نیتروژن، مواد آلی می‌باشد. درنتیجه کاهش نیتروژن در اراضی زراعی گندم‌زار را می‌توان به کاهش مواد آلی در این اراضی ربط داد. نتیجه این پژوهش با نتایج دوگلاس و همکاران (۱۹۸۰) و ژئو و همکاران (۲۰۱۱) همسو بود.

هدایت الکتریکی

طبق نتایج به‌دست آمده از این پژوهش تغییر کاربری اراضی بر هدایت الکتریکی اثر معنی‌داری داشته به‌طوریکه در اثر تبدیل مرتع به کاربری باغ و اراضی زراعی نخودزار و گندم‌زار میزان هدایت الکتریکی به‌ترتیب ۴۹/۸۸، ۵/۶۲ و ۳۳/۱۸ درصد افزایش یافت. باتوجه به اینکه در منطقه مورد مطالعه در اراضی کشاورزی و باغی، هیچ نوع عملیات کوددهی و آبیاری صورت نمی‌گیرد، بنابراین در توجیه این نتیجه باید بیان کرد که تغییر پذیری هدایت الکتریکی بیشتر تحت تاثیر فاکتورهای شیمیایی خاک مانند اسیدیته خاک است. طبق نتایج به‌دست آمده از این تحقیق تغییر کاربری باعث افزایش اسیدیته خاک شده، پس علت افزایش هدایت الکتریکی را می‌توان به افزایش اسیدیته خاک ربط داد.

کلیک و همکاران (۲۰۱۲) و فرناندس و همکاران (۲۰۱۴) در تحقیق خود به این نتیجه رسیدند که میزان هدایت الکتریکی در زمین‌هایی با سابقه کشت ۵ سال از زمین‌هایی با سابقه کشت ۲۰ سال و مرتع بیشتر بود چون هدایت الکتریکی با غلظت متنوعی از نمک‌ها می‌تواند متفاوت باشد. بالدوک و سکجمستد (۲۰۰۰) در نتایج خود اظهار داشتند که کشت و زرع با تأثیر بر فعالیت میکروارگانیسم‌ها و کربن آلی خاک باعث افزایش اسیدیته خاک می‌شود. کاندل و نوبل (۲۰۰۱) بیان داشت که تبدیل مرتع به اراضی کشاورزی و چراگاه، در اثر کاهش ماده آلی خاک و از بین رفتن ساختمان خاک باعث کاهش هدایت الکتریکی خاک شد.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-12-22]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.1.9]

اسیدیته خاک

نتایج به‌دست آمده از این پژوهش اختلاف معنی‌دار اسیدیته خاک را بین کاربری‌های مختلف نشان داد. به‌طوریکه در اثر تبدیل مرتع به باغ، اراضی زراعی نخودزار و گندم‌زار، میزان اسیدیته خاک به‌ترتیب ۸/۳، ۳/۰۱ و ۶/۰۹ درصد افزایش یافت. علت این امر را می‌تواند تجزیه سریع لاشبرگ ورودی و درنتیجه افزایش کاتیون‌های قلیایی به خاک دانست.

تجدا و گونزالز (۲۰۰۸) نیز به افزایش میزان اسیدیته خاک در اراضی زراعی در اثر تبدیل جنگل به اراضی کشاورزی پی بردند. کلیک و همکاران (۲۰۱۲) در مورد اسیدیته خاک به این نتیجه رسیدند که تبدیل مرتع به اراضی کشاورزی، باعث افزایش میزان اسیدیته خاک می‌شود چون میزان اسیدیته خاک با توجه به غلظت بالای نمک‌های حاصل از آب آبیاری شده می‌تواند بالاتر رود

وزن مخصوص ظاهری

نتایج به‌دست آمده از این تحقیق نشان داد که تبدیل مرتع به کاربری باغ، اراضی زراعی نخودزار و گندم‌زار، تفاوت معنی‌داری بر وزن مخصوص ظاهری نداشت. رحیمی و همکاران (۲۰۱۲) نیز به نتیجه مشابه این پژوهش دست یافت. کاندل و نوبل (۲۰۰۱) بیان داشت که اعمال مکانیکی در اراضی کشاورزی باعث خرد و ریز شدن ذرات خاک و درنتیجه افزایش وزن مخصوص ظاهری می‌شود. جیبرلیبانوس و آسن (۲۰۱۳) اظهار داشتند که تغییر کاربری به‌طور قابل توجهی خواص فیزیکی و شیمیایی خاک از جمله وزن مخصوص ظاهری را تحت تاثیر قرار می‌دهد. نتایج به‌دست آمده گویای این نکته است که تغییر کاربری می‌تواند اثرات متفاوتی بر وزن مخصوص ظاهری داشته باشد.

با توجه به رشد روز افزون جمعیت و نیاز روز افزون به مواد غذایی، تغییر کاربری یک امر کاملا بدیهی است که به طور قطع نمی‌توان از این تغییر جلوگیری کرد. بنابراین نتایج این پژوهش نشان داد با تعدیل در نوع کشت می‌توان تا حدود زیادی از اثر منفی تغییر کاربری اراضی کاست. به نظر می‌رسد تبدیل مرتع به باغ نسبت به اراضی زراعی نخودزار و گندم‌زار، اثر منفی کمتری بر ویژگی‌های کیفی خاک داشته باشد، بنابراین پیشنهاد می‌گردد در تبدیل مراتع، کاربری باغی انتخاب گردد.

References

1. Abera, Y. & T. Belachew, 2011. Effects of land use on soilorganic carbon and nitrogen in soilsof bale. southeastern Ethiopia, Tropical and Subtropical Agro Ecosystems, 14(1): 229-235.
2. Beheshti, A., F. Raiesi & A. Golchin, 2011. The effects of land use conversion from pasture lands to croplands on soil microbiological and biochemical indicators. Water and Soil, 25(3): 548-562.
3. Baldock, J.A. & J.O. Skjemstad, 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. Organic Geochemistry, 31(7, 8): 697-710.
4. Bohn, H.L., B.L. McNeal & G.A. O'Connor, 1985. Soil chemistry. John Wiley and Sons. New York, 341 p.
5. Bremner, J.M. & C.S. Mulvaney, 1982. Total nitrogen, in: Methods of soil analysis by C.A. Black Madison: American Society of Agronomy. part2pp. 1149-1178.
6. Casasovas, N.G., A.R. Matamalar, D. Cook & M.A. Gonzalez-Meler, 2012. Net ecosystem exchange modifies the relationship between the autotrophic and heterotrophic components of soil respiration with abiotic factors in prairie grasslands, Global Change Biol, 18: 2532-2545.
7. Cardelli, R., F. Marchini & A. Saviozzi, 2012. Soil organic matter characteristics, biochemical activity and antioxidant capacity in Mediterranean land use systems. Soil and Tillage Research, 120: 8-14.
8. Canadell, J. & I. Noble, 2001. Challenges of a changing earth. Trends in Ecology and Evolution, 16(12): 664-666.
9. Chibsa, T. & A.A. Ta, 2009. Assessment of soil organic matter under four land use systems in the major soils of bale highlands, south east ethiopia b. factors affecting soil organic matter distribution. World Applied Sciences Journal, 6(11): 1506-1512.
10. Chuai, X., X. Huang, L. Lai, W. Wang, J. Peng & R. Zhao, 2013. Land use structure optimization based on carbon storage in several regional terrestrial ecosystems across china. Environmental Science and Policy, 25: 50-61.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-12-22]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.1.9]

11. Dlamini, Ph., P. Chivenge, A. Manson & V. Chaplot, 2014. Land degradation impact on soil organic carbon and nitrogen stocks of sub-tropical humid grasslands in South Africa. Geoderma, 235: 372-381.
12. Douglas, C.L., R.R. Allmaras, P.E. Rasmussen, R.E. Ramig & N.C. Roager, 1980. Wheat straw composition and placement effects on decomposition in dryland agriculture of the Pacific Northwest. Soil Science Society of America Journal, 44(4): 833-837.
13. Fang, C. & J.B. Moncrieff, 2005. The variation of soil microbial respiration with depth in relation to soil carbon composition, Plant and Soil, 268: 243-253.
14. Fernández, M.L., B. Lozano-García & L. Parras-Alcántara, 2014. Topography and land use change effects on the soil organic carbon stock of forest soils in Mediterranean natural areas. Agriculture Ecosystems and Environment, 195: 1-9.
15. Gebrelibanos, T. & M. Assen, 2013. Effects of land-use/cover changes on soil properties in a dryland watershed of hirmi and its adjacent agro ecosystem northern Ethiopia. International Journal of Geosciences Research, 1(1): 45-57.
16. Gong, J.R., Y. Wang, M. Liu, Y. Huang, X. Yan, Z. Zhang & W. Zhang, 2014. Effects of land use on soil respiration in the temperate steppe of Inner Mongolia, China. Soil and Tillage Research, 144: 20-31.
17. Helfrich, M., B. Ludwig, P. Buurman & H. Flessa, 2006. Effect of land use on the com- position of soil organic matter in density and aggregate fractions as revealed by solid-state 13C NMR Spectroscopy. Geoderma, 136(1): 331-341.
18. Iqbal, J., R. Hu, L. Du, L. Lan, L. Shan, C. Tao & L. Ruan, 2008. Differences in soil CO2 flux between different land use types in mid-subtropical china. Soil Biology and Biochemistry, 40(9): 2324-2333.
19. Izquierdo, A.E. & H. Ricardo Grau, 2009. Agriculture adjustment, land-use transition and protected areas in north western Argentina. Environmental Management, 90(2): 858-865.
20. Jafari Haghighi, M., 2004. Methods of soil analysis (Sampling and important analysis of physical and chemical), Press of Neda of Zoha, 236 p. (In Persian).
21. Kabiri, V., F. Raiesi & M.A. Ghazavi, 2015. Six years of different tillage systems affected aggregate-associated som in a semi-arid loam soil from central Iran. Soil and Tillage Research, 154, 114-125.
22. Kilic, K., S. Kilic & R. Kocyigit, 2012. Assessment of spatial variability of soil properties in areas under different land use. Bulgarian, Journal of Agricultural Science, 18(5): 722-732.
23. Khormali, F. & S. Shamsi, 2009. Micromorphology and quality attributes of the loess derived soils affected by land use change: a case study in Ghapan watershed, northern Iran. Journal of Mountain Science, 6: 197–204. (In Persian).
24. Kooch, Y. & N. Moghimian, 2015. The effect of deforestation and land use change on ecophysiology indices of soil carbon and nitrogen, Iranian Journal of Forest, 7(2):243-256. (In Persian).
25. Joneidi, H., Sh. Nikoo, B. Gholineghad, P. Karami & K. Chapi, 2012. Effect of dryland pasture conversion on soil organic carbon stocks. Rangeland, 6(1): 45-34. (In Persian).
26. Lal, R., 2006. Impacts of Climate on Soil Systems and of Soil Systems on Climate, P 617-636. In: N. Uphoff, A.S. Ball, C. Palm, E. Fernandes, J. Pretty, H. Herren, P. Sanchez, O. Husson, N. Sanginga, M. Laing, J. Thies (eds), Biological Approaches to Sustainable Soil Systems, Taylor and Francis Group, Boca Raton.
27. Lee, D.K., C. Par & D. Tomlin, 2013. Effects of land-use-change scenarios on terrestrial carbon stocks in South Korea. Landsc. Ecological. Engineering, 11(1): 1-13.
28. Liu, M.Y., Q.R. Chang, Y.B. Qi, J. Liu & T. Chen, 2014. Aggregation and soil organic carbon fractions under different land uses on the tableland of the Loess Plateau of China. Catena, 115: 19-28.
29. Nanipieri, P., S. Grego & B. Ceccanti, 1990. Ecological significance of the biological activity in soil, p 293-355, In: Bollag, J.M. and G. Stotzky (eds.), soil biochemistry. Marcel Dekker, New York.
30. Nazari Samani, A.A., M. Ghorbani & H.R. Kohbenani, 2010. The study trends of changing land use Taleghan watershed in the period 2000-2007. Rangeland, 4(3): 442-451. (In Persian).
31. Nieto, O.M., J. Castro & E. Fernández-Ondoño, 2013. Conventional tillage versus cover crops in relation to carbon fixation in Mediterranean Olive Cultivation. Plant and Soil, 365(1, 2): 321-335.
32. Nosetto, M.D., E.G. Jobbagy & J.M. Paruelo, 2006. Carbon sequestration in smi-arid rangelands: comparison of pinus ponderosa plantations and grazing exclusion in NW Patagonia. Arid Environments, 67(1): 142-156.
33. Rahimi, M., R. Erfanzadeh & H. Joneidi Jafari, 2012. Impact of land use changes from rangeland to rain-fed land on soil organic matter and nitrogen in Kermanshah and Kurdestan provinces (Case study: Lille, Ravansar and Razavr watersheds). Rangeland, 7)2):158-167. (In Persian).
34. Raich, J.W. & A. Tufekcioglu, 2000. Vegetation and soil respiration: correlations and controls. Biogeochemistry, 48(1): 71-90.
35. Raich, J.W., C.S. Potter & D. Bhagawati, 2002. Interannual variability in global soil respiration 1980-94. Global Change Biology, 18, 800-812.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-12-22]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.1.9]

36. Romkens, P.F.A.M., J. Vander Pflicht & J. Hassink, 1999. Soil organic matter dynamics after the conversion of arable land to pasture. Biology and Fertility of Soils, 28(3): 277-284.
37. Salvo, L., J. Hernandez & O. Ernst, 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fraction under pasture and crop rotation whit conventional tillage and no tillage systems. Soil and Tillage Research, 109: 116 -122.
38. Sadeghi Pour, A., M. Jafari, N. Kamali, A. Haeidari & H. Madahiarefi, 2014. Investigation of organic carbon dynamics in soil component of different land use. Rangeland, 8(3): 285-292. (In Persian).
39. Shirzadi, A., k. Soleimani, M. Habib Nezhad Raoshan & S.R. Mousavi, 2013. A survey on rock fall hazard mapping by logistic reglession in mountainous road of Kurdistan province. Pazhouhesh and Sazandegi, 19, 84-92. (In Persian).
40. Su, Y.Z., H.L. Zhao, T.H. Zhang & X.Y. Zhao, 2004. Soil properties following cultivation and non-grazing of a semi-arid sandy grassland in northern China. Soil and Tillage Research. 75: 27–36.
41. Tejada, M. & J.L. Gonzalez, 2008. Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality. Geoderma, 145(3): 325-334.
42. Templer, P.H., A.S. GroffmanFlecker & A.G. Power, 2005. Land use change and soil nntrient transformations in the los haitises region of the Dominican Republic. Soil Biology and Biochemistry, 37(2): 215-225.
43. Valentini, R., G. Matteucci, A.J. Dolman, E.D. Schulze & C. Rebmann, 2000. Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. Nature, 404, 861-865.
44. Wang, W., W.J. Zeng, W.L. Chen, H. Zeng & J.Y. Fang, 2013. Soil respiration and organic carbon dynamics with grassland conversions to woodlands in temperate China. PLoS one, 8(8): 1-10.
45. Wang, H., D. Guan, R. Zhang, Y. Chen, Y. Hu & H. Xiao, 2014. Soil aggregates and organic carbon affected by the land use change from rice paddy to vegetable field. Ecological Engineering, 70: 206-211.
46. Zhang, Y., S.H. Guo, Q. Liu, J. Jiang, R. Wang & N. Li, 2014. Responses of soil respiration to land use conversions in degraded ecosystem of the semi-arid Loess Plateau. Ecological Engineering, 74: 196-205.
47. Zhu, L.Q., D.W. Zhang & X.M. Bian, 2011. Effects of continuous returning straws to field and shifting different tillage methods on changes of physical-chemical properties of soil and yield components of rice. Chinese Journal of Soil Science, 42(1): 81-85.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2024-12-22]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.1.9]