اثرات جنگل‌تراشی و نوع کاربری زمین بر برخی خصوصیات شیمیایی و میکروبی خاک در شمال ایران (مطالعه موردی: سلیم‌شیخ ساری)

حامد معظمی‌گودرزی[1]، بهی جلیلی، مهدی قاجارسپانلو و سروش سالک‌گیلانی

دانش‌آموخته‌ی کارشناسی ارشد، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری؛ **hmgsbbs@gmail.com**

استادیار گروه علوم خاک، دانشکده‌ی علوم زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری؛ **bahi_jalilis@yahoo.com**

دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده‌ی علوم زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری؛ **sepanlu@yahoo.com**

استادیار گروه علوم خاک، دانشکده‌ی علوم زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری؛ **soroosh1352@yahoo.com**

دریافت: **99/10/16** و پذیرش: **1400/3/19**

چکیده

جنگل‌تراشی و به زیر کشت بردن اراضی جنگلی از یک سو و مدیریت نامناسب کشاورزی از سوی دیگر، دو عاملی هستند که همچنان منابع طبیعی و به ویژه خاک را به صورت جدی تهدید می‌کنند. این مطالعه به منظور بررسی اثرات جنگل‌تراشی و نوع مدیریت زمین بر برخی خصوصیات شیمیایی و میکروبی خاک در لایه‌های 10-0، 20-10 و 40-20 سانتی‌متری سه کاربری جنگل انجیلی، باغ مرکبات و مزرعه گندم در شهرستان ساری صورت پذیرفت. محتوای ماده‌ی آلی، نیتروژن کل، کربن و نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی در تبدیل جنگل به مزرعه (در هر سه لایه) و باغ (در دو لایه‌ی 10-0 و 20-10 سانتی‌متری) به صورت معنی‌دار کاهش یافته بود. این کاهش در تبدیل جنگل به مزرعه و در عمق نخست، برای ماده‌ی آلی، نیتروژن کل، کربن و نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی بیشترین و به ترتیب 35/5، 51/2، 69/7 و 59/8 درصد بود. فسفر قابل جذب و تنفس میکروبی در تبدیل جنگل به دو کاربری دیگر فقط در عمق 10-0 سانتی‌متری به صورت معنی‌دار کاهش یافته بود و این کاهش در تبدیل جنگل به مزرعه و در عمق نخست، 85/2 درصد برای فسفر قابل جذب و 35/1 درصد برای تنفس میکروبی بود. C/N میکروبی در تبدیل جنگل به مزرعه به صورت معنی‌دار کاهش و ضریب متابولیک میکروبی در تبدیل جنگل به دو کاربری دیگر به صورت معنی‌دار افزایش یافته بود. فعالیت آنزیمی اوره‌آز در تبدیل جنگل به هر دو کاربری و فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی فقط در تبدیل جنگل به مزرعه به صورت معنی‌دار کاهش یافته بود. نتایج این پژوهش نشان داد که تبدیل کاربری جنگل به کشاورزی باعث تغییرات خصوصیات شیمیایی و میکروبی خاک شده است که این تغییرات در تبدیل جنگل به مزرعه بارزتر بود. مهمترین دلائل این کاهش کلی در کیفیت خاک را می‌توان از یک سو برداشت محصول (در هر دو کاربری باغ و مزرعه) و از بین رفتن چرخه‌ی طبیعی و تقریباً بسته‌ی موجود در جنگل، و از سوی دیگر خاکورزی (در مزرعه) و کاربرد کود حیوانی (در باغ) به ترتیب به عنوان عوامل تشدید و تقلیل این تغییرات بیان نمود.

واژه‌های کلیدی: تغییر کاربری زمین، کیفیت خاک، زیست‌توده‌ی میکروبی، فعالیت آنزیمی

---

[1]. نویسنده مسئول، آدرس: دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، دانشکده علوم زراعی، گروه علوم خاک

مقدمه

تبدیل جنگل‌ها و مراتع به زمین کشاورزی امروزه به یکی از نگرانی‌های قابل توجه در سطح دنیا تبدیل شده (رئیسی و بهشتی، 2015) و شیوه‌های ناپایدار مانند جنگل‌زدایی، کشت سنتی و تغییرات در استفاده از زمین، تخریب خاک را شتاب بخشیده است (کروز و همکاران، 2015). خاک از اجزای مهم محیط زیست است که جنگل‌زدایی، پاکسازی و برداشت‌های مکرر پوشش گیاهی، کشت ناپایدار، شخم مکرر و استفاده از کودهای شیمیایی نامتعادل باعث از دست رفتن کیفیت آن شده است.

هرچند تغییر کاربری زمین کنترل کننده‌ی اصلی تغییر اکوسیستم است (بسیت و همکاران، 2014) اما مدیریت زمین نیز اثرات زیادی بر ویژگی‌های خاک می‌گذارد (مورگان-کرنادو و همکاران، 2015). جنگل‌تراشی از یک سو و از سوی دیگر تردد ماشین‌آلات و انجام عملیات خاکورزی در سیستم‌های کشاورزی، کوددهی و برداشت محصول در زمین‌هایی که پوشش گیاهی خود را از دست داده‌اند، خصوصیات مختلف خاک را کم و بیش تحت تأثیر قرار می‌دهند و باعث بر هم خوردن تعادل بین آن‌ها می‌شود. بررسی سلامت خاک به طیف گسترده‌ای از شاخص‌ها نیاز دارد (ماسکالو و همکاران، 2014). پارامترهای شیمیایی و زیستی از مهمترین شاخص‌های به کار رفته در ارزیابی کیفیت خاک هستند (باستیدا و همکاران، 2008). در این میان، ویژگی‌های زیستی به دلیل ارتباطشان با محتوای ماده‌ی آلی (OM[1])، تنوع میکروبی، محصولات متابولیک و فعالیت‌های خاک و اثر آن‌ها در توسعه و حفاظت خاک مورد استفاده قرار گرفته‌اند (مارتینز-سالگادو و همکاران، 2010)؛ به خصوص جوامع میکروبی خاک که به دلایل ایفای نقش اساسی در فرایندهای اکوسیستم (هابیگ و سانپل، 2015)، ارتباط نزدیک‌شان با چرخه‌ی عناصر غذایی (رنلا و همکاران، 2005) واکنش بیشتر (کروز و همکاران، 2015)، سریعتر (کبیری و همکاران، 2016) و حساس‌تر به آشفتگی‌ها و شیوه‌های مدیریتی(مورگان-کرنادو و همکاران، 2015 و ماهارجان و همکاران، 2016)، بهترین شاخص‌ها برای ارزیابی کیفیت خاک نسبت به تغییرات در نظر گرفته شده‌اند.

تنفس میکروبی (MR[2]) به عنوان شاخصی از فعالیت میکروبی خاک، به تنفس ناشی از ریزجانداران خاک در طی تجزیه‌ی لاشبرگ‌ها و ماده‌ی آلی اشاره دارد (لو و ژو، 2006) که اختلالات پوشش گیاهی در اثر اقدامات بشری و مدیریت استفاده از زمین، هتروتروف‌های خاک و در نتیجه تنفس میکروبی را به شدت تحت تأثیر قرار می‌دهد (فانین و برتراند، 2016).

در کنار تصاعد کربن به شکل CO_2، قسمتی از کربن آلی خاک توسط ریزجانداران به زیست‌توده تبدیل می‌شود (لی و اشمیت، 2014). زیست‌توده‌ی میکروبی خاک به شکل فزاینده‌ای به عنوان یک شاخص حساس کیفیت خاک شناخته شده است (کارا و بالات، 2008). پژوهشگرانی از جمله زیمرمان و فری (2002)، لوپز و همکاران (2011) و اراوجو و همکاران (2013) به این نتیجه رسیدند که زیست‌توده‌ی میکروبی خاک به عنوان جزء زنده‌ی ماده‌ی آلی می‌تواند به عنوان یک ویژگی زیست‌محیطی برای ارزیابی تغییرات در خصوصیات خاک ناشی از تخریب مزارع یا جنگل‌ها مورد استفاده قرار گیرد.

ضریب متابولیک میکروبی (qCO_2[3])، به عنوان معدنی شدن بستر آلی در هر واحد از زیست‌توده‌ی میکروبی (باستیدا و همکاران، 2008) به عنوان معیاری برای وضعیت اکوفیزیولوژیکی ریزجانداران خاک به کار می‌رود. ضریب متابولیک میکروبی خاک با نسبت C/N و غلظت نیتروژن لاشبرگ‌ها به ترتیب همبستگی مثبت و منفی دارد و ریزجانداران خاک در محیط‌هایی که بستر در حال تجزیه‌ی آن‌ها نیتروژن کافی ندارد، دارای تنفس

[1]. Organic Matter

[2]. Microbial Respiration

[3]. microbial metabolic quotient

بیشتری می‌باشند (اسپان، 2015) و باعث افزایش نرخ ضریب متابولیک میکروبی می‌شوند.

ریزجانداران خاک آرایه‌ای بزرگ از آنزیم‌هایی را تولید می‌کنند که در فرایندهای مختلف زیست‌بوم مانند تجزیه‌ی ماده‌ی آلی نقش دارند (سیلوا و همکاران، 2012). فعالیت‌های آنزیمی خاک نسبت به اختلالات طبیعی و عوامل انسانی بسیار حساس هستند و به تغییرات نشات گرفته از اختلالات پاسخ سریع می‌دهند (کومر و همکاران، 2013).

فعالیت آنزیم‌های برون‌سلولی می‌توانند نشان‌دهنده‌ی محدودیت مواد مغذی میکروبی و پاسخ به تغییرات کیفیت خاک یا تغییر کاربری زمین باشند (رینکز و همکاران، 2011). از جمله آنزیم‌هایی برون‌سلولی، فسفاتازها هستند که عامل تخریب، تغییر و تحول و معدنی شدن ماده‌ی آلی در خاک می‌باشند. ریزجانداران خاک با تولید این آنزیم‌های برون سلولی و در نتیجه تسریع در آبکافت استرها و انیدریدهای اسید فسفریک، نقش کلیدی در انحلال فسفات بازی می‌کنند (مارتینز-سالگادو و همکاران، 2010).

از دیگر آنزیم‌های برون‌سلولی اوره‌آزها هستند که در خاک وظیفه‌ی هیدرولیز ترکیبات آمیدی که از گیاهان، جانوران و ریزجانداران آزاد می‌شود را به عهده دارند. فعالیت آنزیم اوره‌آز (UA[1]) با توجه به تاثیرپذیری از فاکتورهای خاک نظیر شیوه‌های مدیریت، محتوای کربن آلی خاک و pH می‌تواند به عنوان شاخص کیفیت خاک به کار رود (ژی-شین و همکاران، 2006).

در ایران پژوهشگرانی همچون برومند و همکاران (1393) در استان مازندران، عجمی و همکاران (1391) در استان گلستان و بهشتی‌آل‌آقا و همکاران (1390) در استان گلستان و گیلان به اثرات تغییر کاربری زمین پرداخته‌اند که در این مطالعات یا به خصوصیات میکروبی توجه نشده و یا اینکه کاربری‌های مورد مطالعه، از کاربری‌های مطالعه شده در این پژوهش (جنگل، باغ و مزرعه) متفاوت بوده است. این مطالعه با توجه به گستردگی جنگل‌تراشی و تبدیل زمین‌های جنگلی به کشاورزی و نبود اطلاعات کافی در خصوص تأثیرپذیری خصوصیات میکروبی خاک در اثر جنگل‌تراشی در شمال کشور با هدف معرفی خصوصیت برتر در نمایش این تغییرات و همچنین معرفی نوع کاربری مناسب جهت تولید محصول به عنوان راهکاری ثانویه در جهت بهبود جنگل‌های تخریب شده با حفظ معیشت کشاورزان صورت پذیرفت.

مواد و روش‌ها

منطقه‌ی مورد مطالعه

منطقه‌ی مورد مطالعه در شمال ایران، واقع در 14 کیلومتری جنوبی شهر ساری، با مختصات جغرافیایی '6 °53 طول شرقی و '26 °36 عرض شمالی با میانگین دمای سالانه‌ی 16°C، میانگین بارندگی سالانه‌ی 789/2 میلی‌متر و ارتفاع از سطح دریا 260 متر می‌باشد. این منطقه دارای رژیم رطوبتی زریک و رژیم حرارتی ترمیک، اقلیمی مرطوب با تابستان‌های گرم و زمستان‌های نسبتاً سرد می‌باشد.

مطالعات صحرایی و نمونه‌برداری

کاربری‌های مورد مطالعه شامل جنگل انجیلی، باغ مرکبات (یک هکتار) و مزرعه‌ی گندم (یک هکتار) است که دو کاربری باغ و مزرعه حدود 40 سال پیش در اثر جنگل‌تراشی از کاربری جنگل و در کنار هم ایجاد شده‌اند. باغ مورد مطالعه دارای پوشش متراکمی از علف‌های هرز بر سطح خاک می‌باشد و از زمان احداث با کود حیوانی کوددهی می‌شود. مزرعه مورد مطالعه نیز به صورت دیم می‌باشد و از زمان احداث با کودهای شیمیایی (اوره و سوپر فسفات) کوددهی می‌شود.

برای نمونه‌برداری، نمونه‌ها از نقاطی هم‌شیب (هم‌درجه و هم‌جهت) با توپوگرافی یکسان از سه عمق 10-0، 20-10 و 40-20 سانتی‌متر و در سه تکرار به صورت مرکب گرفته شد. هر نمونه‌ی مرکب حاصل ترکیب 10 نمونه‌ی ساده بود. با توجه به مساحت محدود

[1] Urease Activity

کاربری‌های باغ و مزرعه (یک هکتار) فاصله‌ی بین هر تکرار 70-60 متر و با توجه به لزوم قرار گیری محل نمونه برداری جنگل و باغ در زیر تاج، فاصله‌ی بین نمونه‌های ساده‌ی هر نمونه‌ی مرکب 7-6 متر لحاظ گردید. قسمتی از نمونه‌ها پس از عبور دادن از الک دو میلی‌متر برای انجام آزمایش‌های بیولوژیک در یخچال (با دمای چهار درجه‌ی سلسیوس) قرار داده شد و قسمتی نیز برای تعیین بافت و اندازه‌گیری ماده‌ی آلی و برخی عناصر غذایی پس از یک هفته هوا-خشک شدن و سپس کوبیدن، از الک دو میلی‌متر عبور داده شد.

آنالیزهای آزمایشگاهی

برای تعیین بافت خاک به روش هیدرومتری عمل شد (بویوکاس، 1962). ماده‌ی آلی طبق روش اکسیداسیون تر و بر حسب کربن آلی برآورد گردید (نلسون و سامرز، 1996). فسفر قابل جذب (AP[1]) طبق روش اولسن (اولسن و همکاران، 1954) و نیتروژن کل (TN[2]) توسط دستگاه کلدال اندازه‌گیری شد (برمنر و مولوینی، 1982).

اندازه‌گیری کربن (MBC[3]) و نیتروژن (MBN[4]) میکروبی خاک به روش تدخین-استخراج صورت گرفت، به این ترتیب که کربن قسمتی از نمونه پس از تدخین با کلروفرم و کربن قسمت دیگر بدون عمل تدخین، به روش اکسیداسیون تر (ویت و همکاران، 2000) اندازه گرفته شد و در نهایت از تفاضل این دو و لحاظ نمودن فاکتور تبدیل کربن آلی به کربن زیست‌توده‌ی میکروبی، کربن زیست‌توده‌ی میکروبی محاسبه گردید (شاینر و همکاران، 1996). در خصوص نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی، محتوای نیتروژن نمونه‌ها نیز پس از اکسیداسیون توسط $K_2S_2O_8$ به صورت نیترات توسط دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج 210 نانومتر اندازه‌گیری و از تفاضل میزان نیتروژن نمونه‌های تدخین شده و تدخین نشده، نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی محاسبه شد (ویت و همکاران، 2000).

تنفس میکروبی پس از رسانیدن رطوبت نمونه‌ها به 60 درصد ظرفیت نگهداری آب و 72 ساعت پیش‌انکوباسیون در دمای 25 درجه‌ی سلسیوس، هر سه روز یک بار بر حسب کربن متصاعد شده‌ی جذب شده توسط هیدروکسید سدیم تا زمان ثابت شدن نرخ تصاعد، به روش تیتراسیون اندازه‌گیری و به صورت تجمعی گزارش شد (شاینر و همکاران، 1996). ضریب متابولیک میکروبی یا تنفس ویژه‌ی زیست‌توده‌ی میکروبی از تقسیم مقدار کربن متصاعد شده (تنفس پایه) بر کربن زیست‌توده‌ی میکروبی به دست آمد (الف و نانیپیری، 1995).

فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی (PA[5]) و اوره‌آز هرکدام جداگانه به ترتیب به صورت مقدار پارانیتروفنول و نیتروژن آمونیومی آزاد شده بر اثر فعالیت این آنزیم‌ها توسط دستگاه اسپکتروفتومتر اندازه‌گیری و سپس طبق معادلات ارائه شده، محاسبه شدند (الف و نانیپیری، 1995).

تجزیه و تحلیل‌های آماری

داده ها به صورت فاکتوریل و بر پایه‌ی بلوک‌های کامل تصادفی با دو فاکتور کاربری زمین و عمق خاک مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. کاربری زمین در سه سطح جنگل، باغ و مزرعه و عمق خاک در سه سطح 10-0، 20-10 و 40-20 سانتی‌متر و در سه تکرار صورت پذیرفت. برای شناسایی اثرات مرتبط، میانگین‌ها با استفاده از آزمون حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) مقایسه شدند ($P<0.05$). تمام تجزیه و تحلیل ها با استفاده از نرم افزار Statistix 8 انجام شد.

نتایج

بافت خاک‌های مورد مطالعه، رس سیلتی به عنوان بافت غالب می‌باشد. در جدول 1 مشاهده می‌شود که MBC/MBN و ضریب متابولیک میکروبی تنها نسبت به

[1] Available Phosphorus
[2] Total Nitrogen
[3] Microbial Biomass Carbon
[4] Microbial Biomass Nitrogen
[5] alkaline Phosphatase Activity

تغییرات کاربری و محتوای فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی و فعالیت آنزیمی اوره‌آز در اثر تغییرات کاربری و عمق به صورت جداگانه معنی‌دار شده است؛ اما محتوای ماده‌ی آلی، نیتروژن کل، فسفر قابل جذب، کربن و نیتروژن زیست‌توده و تنفس میکروبی نسبت به تغییرات عمق×کاربری (اثرات متقابل کاربری و عمق) معنی‌دار شده است. همچنین در این جدول مشاهده می‌شود که کربن و نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی در اثر کاربری، عمق و عمق*کاربری در سطح 0/001 معنی‌دار شده است.

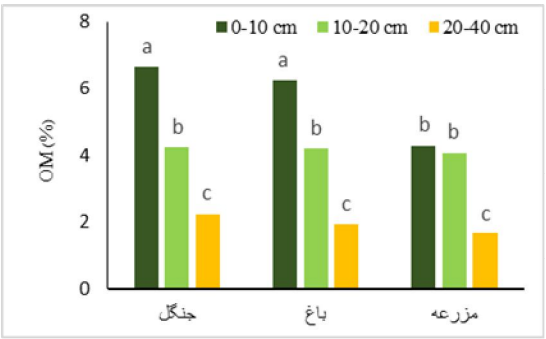
جدول 1- آنالیز تجزیه‌ی واریانس خصوصیات خاک (ماده‌ی آلی: OM؛ نیتروژن کل: TN؛ فسفر قابل جذب: AP؛ کربن زیست‌توده‌ی میکروبی: MBC؛ نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی: MBN؛ تنفس میکروبی: MR؛ ضریب متابولیک میکروبی: qCO2؛ فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی: PA؛ فعالیت آنزیمی اوره‌آز: UA) در کاربری و عمق‌های مختلف.

خصوصیات خاک اندازه گیری شده (منابع)	کاربری	عمق	عمق*کاربری
درجه آزادی	2	2	4
OM	2/54**	32/67**	1/25*
TN	0/016**	0/078**	0/09**
AP	1036**	244**	328**
MBC	577570***	406432***	80001***
MBN	4888***	4624***	1128***
MBC/MBN	9/82*	3/28ns	0/42ns
MR	38262*	714924***	40960**
qCO_2	1999*	91/39ns	187ns
PA	768562*	1105556**	234601ns
UA	8706***	12315***	628ns

ns: P < 0.05; *: P < 0.01; **: P < 0.001; ***بدون اختلاف معنی‌دار

اثر تغییر کاربری زمین بر ماده‌ی آلی

ماده‌ی آلی با افزایش عمق کاهش قابل ملاحظه‌ای داشته است به طوری که کمترین مقدار ماده‌ی آلی در عمق سوم هر سه کاربری بوده است. بیشترین ماده‌ی آلی خـاک در عـمق نخـست دو کـاربری جنگل و باغ بوده و تغییر کاربری جنگل به مزرعه باعث کاهش معنی‌دار (35/5 درصد) ماده‌ی آلی در عمق نخست شده است. در عمق‌های بیشتر تفاوت معنی‌داری بین مقدار ماده‌ی آلی کاربری‌های مختلف مشاهده نشد (شکل 1).

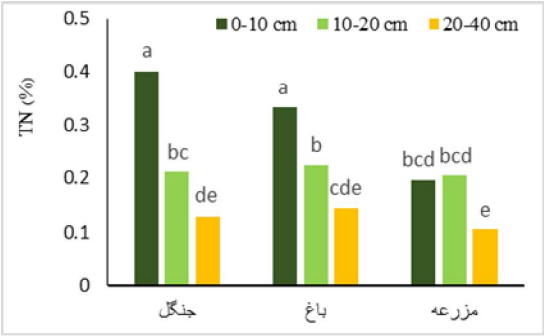


شکل 1- مقایسه‌ی میانگین اثر تغییر کاربری زمین بر ماده‌ی آلی خاک در عمق‌های مختلف

تیمارهایی که دارای حداقل یک حرف مشترک باشند از نظر آماری در سطح 5% معنی‌دار نیستند. حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) در سطح 0/05 برابر با 0/9758 می‌باشد.

اثر تغییر کاربری زمین بر نیتروژن کل

مطابق شکل 2 مشاهده می‌شود که بیشترین نیتروژن کل مربوط به عمق 10-0 سانتی‌متری کاربری جنگل و باغ بوده است و این دو دارای اختلاف معنی‌دار با سایر عمق×کاربری‌ها می‌باشند. تغییر کاربری از جنگل به مزرعه باعث کاهش 51/2 درصدی نیتروژن کل در عمق نخست شده است. همچنین عمق‌های 40-20 سانتی‌متری هر سه کاربری کمترین درصد نیتروژن کل را دارا هستند به طوری که در هر کاربری نسبت به عمق‌های اول و دوم به صورت معنی‌داری کمتر است.

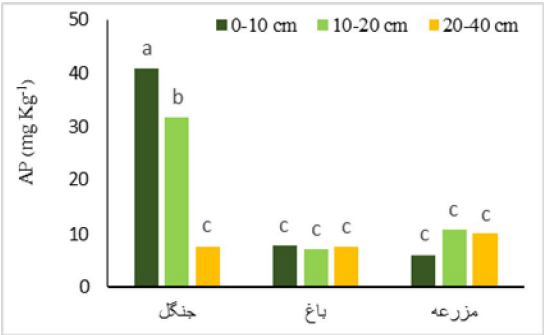


شکل 2- مقایسه‌ی میانگین اثر تغییر کاربری زمین بر نیتروژن کل در عمق‌های مختلف

تیمارهایی که دارای حداقل یک حرف مشترک باشند از نظر آماری در سطح 5% معنی‌دار نیستند. حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) در سطح 0/05 برابر با 0/0796 می‌باشد.

اثر تغییر کاربری زمین بر فسفر قابل جذب

شکل 3 مقادیر فسفر قابل جذب در کاربری و عمق‌های مختلف را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌گردد تغییر کاربری بر میزان فسفر قابل جذب تأثیر بسیار قابل توجهی گذاشته است؛ به نحوی که این خصوصیت در کاربری جنگل حتی تا عمق دوم نیز دارای تفاوت بسیار معنی‌دار با سایر عمق×کاربری‌ها است. تبدیل جنگل به باغ و مزرعه به ترتیب باعث کاهش 81 و 85/2 درصدی فسفر قابل جذب در عمق نخست و 77/5 و 66/1 در عمق دوم شده است.

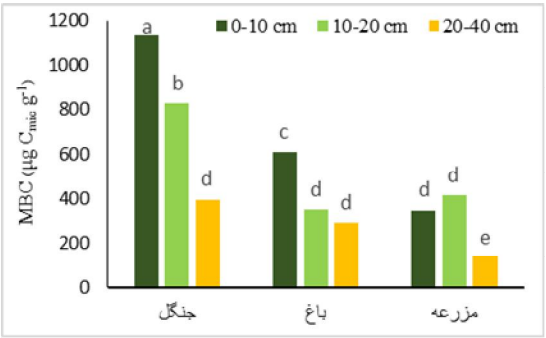


شکل 3- مقایسه‌ی میانگین اثر تغییر کاربری زمین بر فسفر قابل جذب در عمق‌های مختلف

تیمارهایی که دارای حداقل یک حرف مشترک باشند از نظر آماری در سطح 5% معنی‌دار نیستند. حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) در سطح 0/05 برابر با 6/53 می‌باشد.

اثر تغییر کاربری زمین بر کربن زیست‌توده‌ی میکروبی

شکل 4 نشان‌دهنده‌ی بیش‌ترین میزان کربن زیست‌توده‌ی میکروبی در عمق اول کاربری جنگل با مقدار 1137 و سپس عمق دوم کاربری جنگل با مقدار 827 میکروگرم کربن میکروبی بر گرم خاک خشک است. تبدیل جنگل به باغ و مزرعه به ترتیب باعث کاهش 46/5 و 69/7 درصدی کربن زیست‌توده‌ی میکروبی در عمق نخست و همچنین کاهش 57/5 و 49/6 درصدی در عمق دوم شده است. کاربری زراعی در عمق سوم نیز دارای کمترین میزان کربن زیست‌توده‌ی میکروبی خاک است. تغییر کاربری باعث کاهش کربن زیست‌توده‌ی میکروبی در دو عمق نخست (در تبدیل جنگل به باغ) و هر سه عمق مورد بررسی (در تبدیل جنگل به مزرعه) شده است.



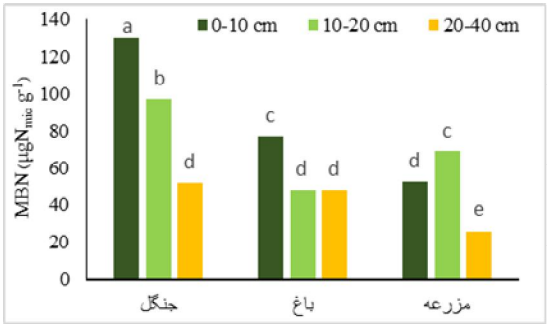
شکل 4- مقایسه‌ی میانگین اثر تغییر کاربری زمین بر کربن زیست‌توده‌ی میکروبی در عمق‌های مختلف
تیمارهایی که دارای حداقل یک حرف مشترک باشند، از نظر آماری در سطح 5% معنی‌دار نیستند. حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) در سطح 0/05 برابر با 132/55 می‌باشد.

اثر تغییر کاربری زمین بر نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی

روند تغییرات نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی در کاربری و عمق‌های مختلف نیز تا حدود زیادی مشابه روند تغییرات کربن زیست‌توده‌ی میکروبی است، بجز نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی عمق دوم کاربری زراعی که با عمق نخست کاربری باغ هم‌سطح شده است. مطابق شکل 5 عمق اول و سپس عمق دوم کاربری جنگل به ترتیب با 129/77 و 97/13 میکروگرم نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی بر گرم خاک خشک میزان بیشتر این ویژگی را نشان می‌دهند. تبدیل جنگل به باغ و مزرعه به ترتیب باعث کاهش 40/6 و 59/8 درصدی نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی در عمق نخست و کاهش 64 و 29 درصدی در عمق دوم شده است.

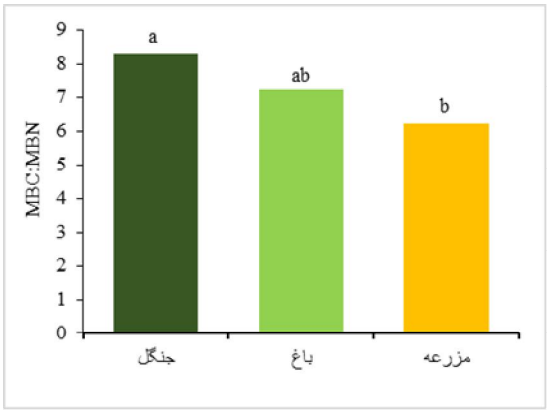
اثر تغییر کاربری زمین بر MBC/MBN

تبدیل جنگل به مزرعه به طور معنی‌دار باعث کاهش 25/2 درصدی نسبت MBC/MBN شده است. کاربری باغ نیز بدون اختلاف معنی‌دار نسبت به دو کاربری دیگر دارای نسبت MBC/MBN حدواسطی است (شکل 6).



شکل 5- مقایسه‌ی میانگین اثر تغییر کاربری زمین بر نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی در عمق‌های مختلف

تیمارهایی که دارای حداقل یک حرف مشترک باشند، از نظر آماری در سطح 5% معنی‌دار نیستند. حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) در سطح 0/05 برابر با 12/63 می‌باشد.

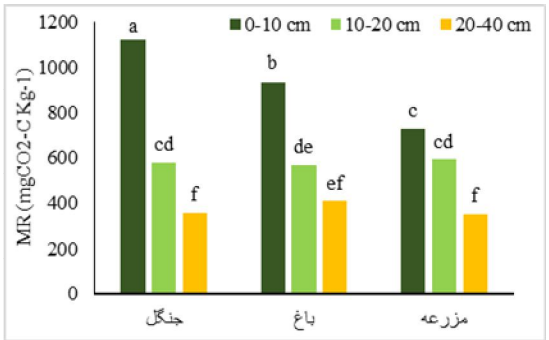


شکل 6- مقایسه‌ی میانگین اثر تغییر کاربری زمین بر C/N زیست‌توده‌ی میکروبی

تیمارهایی که دارای حداقل یک حرف مشترک باشند، از نظر آماری در سطح 5% معنی‌دار نیستند. حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) در سطح 0/05 برابر با 1/62 می‌باشد.

اثر تغییر کاربری زمین بر تنفس میکروبی

در شکل 7 مشاهده می‌شود که عمق نخست کاربری جنگل و سپس باغ بیشترین مقادیر تنفس میکروبی را دارا هستند و تغییر کاربری باعث کاهش معنی‌دار تنفس میکروبی تنها در عمق نخست شده به طوری که تنفس میکروبی در تبدیل جنگل به باغ و مزرعه به ترتیب 16/5 و 35/1 درصد کاهش یافته است.

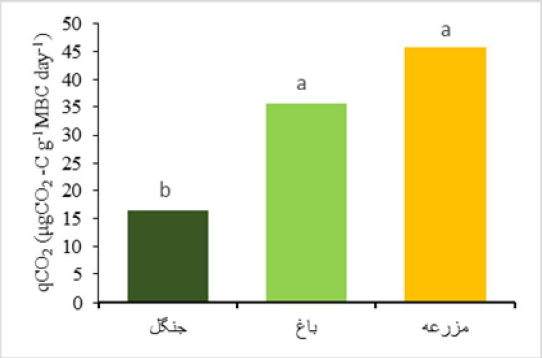


شکل 7- مقایسه‌ی میانگین اثر تغییر کاربری زمین بر تنفس میکروبی در عمق‌های مختلف

تیمارهایی که دارای حداقل یک حرف مشترک باشند، از نظر آماری در سطح 5% معنی‌دار نیستند. حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) در سطح 0/05 برابر با 159/36 می‌باشد

اثر تغییر کاربری زمین بر ضریب متابولیک میکروبی

مقادیر ضریب متابولیک میکروبی نسبت به عمق‌های مختلف معنی‌دار نشد و در خصوص کاربری‌ها، همانطور که در شکل 8 نمایش داده شده است، کاربری مزرعه و باغ نسبت به جنگل به طور معنی‌دار دارای ضریب متابولیک میکروبی بیشتری هستند و تغییر کاربری باعث افزایش 22/4 و 62/2 درصدی این خصوصیت میکروبی به ترتیب در باغ و مزرعه شده است.



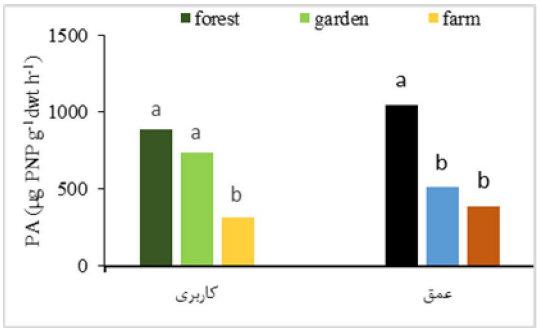
شکل 8- مقایسه‌ی میانگین اثر تغییر کاربری زمین بر ضریب متابولیک میکروبی

تیمارهایی که دارای حداقل یک حرف مشترک باشند از نظر آماری در سطح 5% معنی‌دار نیستند. حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) در سطح 0/05 برابر با 352/79 می‌باشد.

اثر تغییر کاربری زمین بر فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی

بین فعالیت این آنزیم در جنگل و باغ اختلاف معنی‌داری مشاهده نمی‌شود، اما تبدیل جنگل به مزرعه باعث کاهش 63/7 درصدی فعالیت این آنزیم شده است.

فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی عمق نخست نیز نسبت به دو عمق بررسی شده‌ی دیگر به طور معنی‌داری بیشتر شده است (شکل 9).



شکل 9- مقایسه‌ی میانگین اثر تغییر کاربری زمین و عمق بر فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی

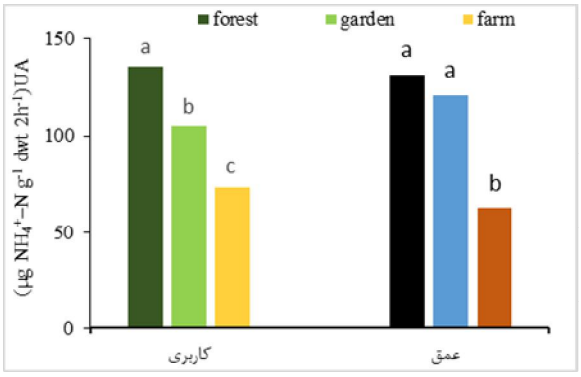
تیمارهایی که دارای حداقل یک حرف مشترک باشند از نظر آماری در سطح 5% معنی‌دار نیستند. حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) در سطح 0/05 برابر با 352/79 می‌باشد.

اثر تغییر کاربری زمین بر فعالیت آنزیمی اوره‌آز

همانطور که در شکل 10 مشاهده می‌شود، بیشترین فعالیت آنزیمی اوره‌آز در کاربری جنگل و پس از آن در کاربری باغ است. تبدیل جنگل به باغ و مزرعه به ترتیب باعث کاهش فعالیت آنزیمی اوره‌آز خاک به مقدار 22/7 و 45/8 درصد شده است. همچنین فعالیت آنزیمی اوره‌آز در عمق‌های 0-10 و 10-20 سانتی‌متری به طور معنی‌دار نسبت به عمق 20-40 سانتی‌متری بیشتر است.

همبستگی

جدول 2 همبستگی بین خصوصیاتی که اثر تغییر کاربری بر آن‌ها معنی‌دار شده است را نشان می‌دهد. همه خصوصیات میکروبی با هم و با سایر خصوصیات اندازه‌گیری شده (به جز فسفر قابل جذب) دارای همبستگی معنی‌داری بودند.



شکل 10- مقایسه‌ی میانگین اثر تغییر کاربری زمین و عمق بر فعالیت آنزیمی اوره‌آز

تیمارهایی که دارای حداقل یک حرف مشترک باشند از نظر آماری در سطح 5% معنی‌دار نیستند. حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) در سطح 0/05 برابر با 24/18 می‌باشد.

جدول 2- همبستگی بین خصوصیات اندازه‌گیری شده (n=9)

	AP	TN	OM	MR	UA	PA	MBC	MBN
AP	1							
TN	0/59^{ns}	1						
OM	0/51^{ns}	0/96**	1					
MR	0/54^{ns}	0/97**	0/96**	1				
UA	0/74*	0/87**	0/87**	0/79*	1			
PA	0/63^{ns}	0/92**	0/81**	0/87**	0/80**	1		
MBC	0/90**	0/83**	0/77*	0/77*	0/92**	0/83**	1	
MBN	0/87**	0/83**	0/79*	0/79*	0/90**	0/81**	0/99**	1

ماده‌ی آلی: OM؛ نیتروژن کل: TN؛ فسفر قابل جذب: AP؛ کربن زیست‌توده‌ی میکروبی: MBC؛ نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی: MBN؛ تنفس میکروبی: MR؛ ضریب متابولیک میکروبی: qCO2؛ فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی: PA؛ فعالیت آنزیمی اوره‌آز: UA

بحث

تغییر کاربری باعث کاهش ماده‌ی آلی، نیتروژن کل، کربن و نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی در دو عمق نخست (در تبدیل جنگل به باغ) و هر سه عمق مورد بررسی (در تبدیل جنگل به مزرعه) شده بود. علت بیشتر بودن ماده‌ی آلی در عمق 10-0 سانتی‌متری کاربری جنگل را می‌توان به ریزش و مدفون شدن برگ و بقایای گیاهی نسبت داد. کاربری باغ در عمق 10-0 سانتی‌متری نیز به دلایل عدم شخم، دریافت کود حیوانی و وجود پوشش متراکم علف‌های هرز، دارای محتوای ماده‌ی آلی بالایی است. اما در مزرعه به دلایل خاکورزی و تخریب خاکدانه‌ها و در نتیجه قرار گرفتن ماده‌ی آلی خاک در معرض تجزیه‌ی باکتری‌ها و همچنین برداشت محصول، کاهش آن را در پی داشته است. پژوهشگران زیادی همچون پابست و همکاران (2015) در تانزانیا، کانتی و همکاران (2014) در امریکای جنوبی و زانگمین و همکاران (2014) در چین کاهش محتوای ماده‌ی آلی را

در تبدیل اراضی جنگلی به کشاورزی گزارش کردند. نیتروژن به شکل‌های گوناگونی از خاک خارج می‌شود؛ سوزاندن بقایا، آبشویی، فرسایش و برداشت محصول از این موارد هستند که می‌توانند دلایلی بر کمتر بودن درصد نیتروژن کل در کاربری زراعی نسبت به دو کاربری دیگر در عمق نخست باشند. کاربری باغ در این عمق اختلاف معنی‌داری با کاربری جنگل نداشت. در باغ تلفات نیتروژن را بیشتر می‌توان به آبشویی و برداشت محصول نسبت داد که با افزودن کود حیوانی جبران شده است. برخلاف کاربری‌های دیگر، بین نیتروژن کل عمق 10-0 و 20-10 سانتی‌متری مزرعه اختلاف معنی‌داری وجود نداشت که علت آن ترکیب شدن این دو عمق در کاربری زراعی است. کاهش مقدار نیتروژن خاک در اثر تبدیل زمین‌های جنگلی به زمین‌های تحت تولید محصول نیز توسط پژوهشگرانی همچون کرام و همکاران (2015)، خالدیان و همکاران (1390) گزارش شده است.

تبدیل جنگل به باغ و مزرعه باعث کاهش معنی‌دار فسفر قابل جذب شده بود. شرایط در کاربری‌های باغ و مزرعه به شکلی تغییر کرده که از یک طرف به دلیل برداشت محصول و تلفات فسفر به شکل‌های مختلف از جمله آبیاری (به خصوص در کاربری باغ)، و از سوی دیگر غیر قابل استفاده شدن فسفر به دلایل تثبیت شیمیایی باعث کاهش قابل ملاحظه‌ی شکل قابل جذب آن شده است. در جنگل و با افزایش عمق فسفر قابل جذب به طور منظم کاهش یافته است که در دیگر کاربری‌ها این نظم مشاهده نمی‌شود و این به دلیل عدم برهم‌خوردگی و در نتیجه حفظ حالت طبیعی در کاربری جنگل است. برومند و همکاران (1393) کاهش فسفر قابل جذب خاک در اثر تبدیل جنگل به مزرعه‌ی را گزارش کردند.

تعامل گسترده‌ای از فاکتورها و خصوصیات، فعالیت، جمعیت و میزان جامعه‌ی میکروبی خاک را تعیین می‌کند و تغییر کاربری و پوشش و عملیات زراعی با تأثیر بر این تعاملات، فعالیت، جمعیت و میزان جامعه‌ی میکروبی خاک را تغییر می‌دهند؛ به طوری که حتی دیده می‌شود عمق اول کاربری باغ با دارا بودن ماده‌ی آلی و نیتروژن کل بیشتر نسبت به عمق دوم کاربری جنگل، میزان زیست‌توده‌ی کمتری را دارا بوده است. همچنین مشاهده شد که زیست‌توده‌ی میکروبی در سطح 0/001 نسبت به تغییرات کاربری، عمق و عمق×کاربری معنی‌دار شده و این‌ها حاکی از حساسیت بالای زیست‌توده میکروبی نسبت به شرایط موجود در خاک است. کارا و بالات (2008) در بررسی اثر تغییر کاربری در شمال غربی ترکیه بیشترین کربن و نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی عمق 5 سانتی‌متری را برای خاک‌های جنگل و کمترین را برای خاک‌های کشاورزی گزارش کردند و بیان کردند که کربن و نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی به طور قابل توجهی به خواص فیزیکی و شیمیایی خاک مرتبط است و تغییر در کاربری زمین اثر قابل توجهی بر زیست‌توده‌ی میکروبی دارد. پابست و همکاران (2015) بیان نمودند که تبدیل اکوسیستم‌های طبیعی به کشاورزی مرسوم و حتی کشاورزی پایدار اغلب با کاهش کربن زیست‌توده‌ی میکروبی همراه است. نتایج این پژوهش نیز نشان داد که این پارامتر در کاربری باغ (کشاورزی پایدار) نیز به مقدار قابل توجهی کاهش یافته است.

تبدیل جنگل به مزرعه باعث کاهش معنی‌دار نسبت MBC:MBN شده بود. محتمل‌ترین علت را می‌توان به کاربرد نهاده‌های حاوی نیتروژن و کم‌تر بودن ماده‌ی آلی در مزرعه نسبت داد؛ و این با اثرگذاری بر ساختار جامعه‌ی میکروبی، جمعیت را به سمت غالب شدن بیشتر گونه‌هایی با C/N کمتر سوق داده است؛ چرا که ثابت شده است که تغییرات در کاربری زمین ساختار جوامع میکروبی خاک را تغییر می‌دهد (تاردی و همکاران، 2015).

تنفس میکروبی با افزایش عمق کاهش یافت. علت این امر به عوامل محدودکننده در عمق‌های بیشتر برمی‌گردد، عواملی نظیر ماده‌ی آلی و عناصر مغذی مورد نیاز ریزجاندارن که در عمق‌های پایین‌تر، کمتر است. این‌گونه عوامل با تأثیر بر ترکیب جامعه و جمعیت

ریزجانداران، باعث کاهش فعالیت آن‌ها در خصوص معدنی کردن کربن آلی در عمق‌های زیرین شده است. بین تنفس میکروبی هر سه کاربری در عمق نخست اختلاف معنی‌داری وجود داشت. برداشت محصول و خاکورزی از علل عمده‌ی کاهش ماده‌ی آلی و در نتیجه کاهش تنفس میکروبی خاک است که تنها عامل اول در باغ رخ می‌دهد و همچنین این کاهش با کاربرد کود حیوانی در باغ مورد مطالعه تا حدودی جبران شده است. برهم‌خوردگی خاک در کاربری زراعی باعث شده است که تنفس میکروبی تا عمق 20 سانتی‌متری (محدوده‌ی اصلی خاکورزی) نسبت به دو کاربری دیگر با شدت کمتری کاهش یابد و حتی در عمق 20-10 سانتی‌متری نسبت به دو کاربری جنگل و باغ در این عمق کمی بیشتر شود؛ که می‌توان گفت ترکیب این عمق با عمق نخست در مزرعه باعث شده که ویژگی‌های این دو عمق تقریبا یکسان شوند. زانگمین و همکاران (2014) مقدار تنفس میکروبی در اراضی جنگلی را به طور قابل توجهی بالاتر از دیگر کاربری‌ها گزارش کردند.

کشت و کار در اراضی جنگلی منطقه باعث شده است که ضریب متابولیک میکروبی در باغ و مزرعه افزایش یابد. ریزجانداران خاک یک نقش مهم در تحولات کربن آلی خاک ایفا می‌کنند که برای حفظ حاصلخیزی خاک و برقراری ثبات کربن در خاک دارای اهمیت است؛ به طوری که کربن آلی خاک توسط ریزجانداران در خاک مصرف و تبدیل به زیست‌توده و یا تحت عمل تنفس به ضریب متابولیک میکروبی تبدیل می‌شود (لی و اشمیت، 2014). تبدیل کاربری‌های دست نخورده به کاربری‌های تحت تولید محصول باعث ایجاد تنش‌هایی نظیر تخریب خاکدانه‌ها و تغییر در دسترسی ریزجانداران به مواد مغذی و به ویژه کربن آلی، تراکم، ورود نهاده و آلاینده‌های حاوی عناصر سنگین و تنش‌های آبی، تهویه‌ای، نوری و دمایی می‌شود که باعث اختلال در سوخت و ساز ریزجانداران خاک می‌شود و ریزجاندارانی که در خاک‌های اراضی بکر زیست‌توده‌ی بیشتری به ازای مصرف هر واحد کربن موجود در خاک تولید می‌کردند، قسمت بیشتری از این کربن را به صورت ضریب متابولیک میکروبی متصاعد کنند؛ لذا ضریب متابولیک میکروبی که از تقسیم مقدار کربن متصاعد شده بر مقدار کربن زیست‌توده‌ی میکروبی بدست می‌آید، در این خاک‌ها افزایش یابد. بینی و همکاران (2013) نیز بیان نمودند با کشت و کار، ضریب متابولیک میکروبی افزایش می‌یابد به طوری که آنها مقدار این خصوصیت را در زمین کشاورزی نسبت به کاربری کاج برزیلی، جنگل ثانویه و جنگل طبیعی در جنوب برزیل بیشتر گزارش کردند.

فعالیت آنزیمی نیز در اثر تبدیل جنگل به زمین‌های کشاورزی، تحت تأثیر قرار گرفته و کاهش پیدا کرده است. نتایج حاصل از پژوهش لی و همکاران (2014) در جنوب غربی چین تأثیر قابل توجه کاربری‌های مختلف زمین بر فعالیت‌های آنزیمی را نشان داد. پابست و همکاران (2015) و گانگا و همکاران (2015) در تانزانیا، رئیسی و بهشتی (2015) در ایران و والنیوس و همکاران (2011) در جنوب غربی فنلاند کاهش فعالیت آنزیمی خاک را در اثر جنگل‌تراشی گزارش کردند. فعالیت آنزیم‌های برون‌سلولی خاک بسته به حضور آزاد آن‌ها در فاز آب خاک یا تثبیت شده در جز هومیک یا محتوای رس خاک متفاوت است (ترنر و هیگارث، 2005). از طرفی، فعالیت آنزیم‌های خاک به صورت مثبت یا منفی در تعامل با سطوح مواد معدنی قرار می‌گیرد و تنوع بالای زمانی و مکانی، روابط آن‌ها با تغییرات محیطی و زیست‌محیطی را مبهم می‌کند (سنسبا، 2010).

در خصوص فعالیت آنزیمی اوره‌آز، شرایط بهینه‌ی جنگل برای رشد گیاه، جانور و ریزجانداران خاک در وهله‌ی اول باعث فراهم شدن ترکیبات آمیدی بیشتر آزاد شده نسبت به دو کاربری دیگر شده است (علی‌اصغرزاد، 1389)؛ و در نتیجه آنزیم اوره‌آز به عنوان یک آمیداز بستره‌ی بیشتری از آمیدها را در اختیار دارد؛ و در وهله‌ی دوم محیطی مناسب برای مؤثر واقع شدن این آنزیم را

ایجاد کرده است و آنزیم‌های تولید شده در کاربری جنگل نسبت به دو کاربری دیگر کمتر دچار تثبیت و یا آبشویی خواهند شد؛ در نهایت این وقایع باعث شده که بیشترین میزان فعالیت این آنزیم در کاربری جنگلی باشد. این دلایل نسبت به تغییرات عمق نیز صدق می‌کند و با افزایش عمق و کاهش جمعیت ریزجانداران تولیدکننده‌ی آنزیم اوره‌آز، فعالیت این آنزیم کاهش یافت. نتایج پژوهش صورت گرفته توسط ساویوزی و همکاران (2001) نیز حاکی از کاهش قابل ملاحظه‌ی فعالیت آنزیمی اوره‌آز در اثر تولید ذرت در دراز مدت و در سطح فشرده نسبت به اراضی دست‌نخورده بود.

در خصوص فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی، شرایط خاک باغ به دلیل تشابه بیشتر با شرایط خاک کاربری جنگل باعث شده که فعالیت این آنزیم به مقدار کمتری در مقایسه با مزرعه کاهش یابد و اختلاف آن با جنگل معنی‌دار نشود. این نتایج نشان می‌دهد که علاوه بر تأثیرپذیری فعالیت دو آنزیم مورد بررسی از تغییر کاربری، فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی نسبت به فعالیت آنزیمی اوره‌آز به صورت محسوس تحت تأثیر نوع مدیریت قرار گرفته است. گانگا و همکاران (2015) بیان کردند که هرچند با شدت استفاده‌ی از زمین فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی به شدت کاهش می‌یابد اما بین فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی و استفاده‌ی از زمین در تانزانیا ارتباطی مثبت وجود دارد و این آنزیم فعالیت بالای خود را در همه‌ی کاربری‌های مورد مطالعه به نمایش گذاشته است که علت آن به ظرفیت نگهداری بالای فسفر در خاک‌های مورد مطالعه نسبت داده شده و فسفر قابل جذب، فعالیت‌های آنزیمی در جنگل و باغ چاگا را تحریک نموده است. اما نتایج این پژوهش نشان داد که کاربری زراعی با وجود فسفر قابل جذب بیشتر نسبت به کاربری باغ، با اختلاف بسیار زیاد، فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی کمتری را نشان داد و دلیل اصلی آن را به تفاوت در محتوای ماده‌ی آلی و شرایط نامناسب کاربری مزرعه و در نتیجه کاهش شمار ریزجانداران می‌توان نسبت داد؛ دلایلی که نشان می‌دهد فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی تنها تحت تأثیر تعداد محدودی از خصوصیات خاک نیست و معدنی شدن فسفر آلی خاک توسط فسفاتاز بستگی زیادی به ویژگی‌های زیستگاه دارد؛ برای نمونه در پژوهش صورت گرفته توسط ترنر و هیگارث (2005) در انگلستان و ولز ارتباطی قوی بین فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی و میزان رس، نیتروژن کل، pH و فسفر آلی گزارش شد.

فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی عمق نخست نیز با دو عمق بررسی شده‌ی دیگر اختلافی معنی‌دار داشت و علت آن را نیز می‌توان به کاهش جمعیت و فعالیت ریزجانداران با افزایش عمق نسبت داد. اما با توجه اینکه فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی در مقایسه با فعالیت آنزیمی اوره‌آز کاهش بیشتری در عمق‌های مشابه داشت، می‌توان نتیجه گرفت که فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی در زمان کوتاه‌تری تغییرات را منعکس می‌کند، چرا که با وجود ترکیب هرساله‌ی دو عمق نخست در کاربری زراعی، تفاوت قابل ملاحظه‌ای بین فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی در این دو عمق مشاهده شد؛ و یا فسفاتاز در مقایسه با اوره‌آز نسبت به تغییرات شرایط با افزایش عمق، حساس‌تر است. نتایج متفاوتی نیز از فعالیت این آنزیم در اثر تغییر کاربری گزارش شده است. کاستا-مارتینز و همکاران (2007) فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی مزرعه را نسبت به جنگل، کمتر اما ماهارجان و همکاران (2016) فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی در خاک تحت کشاورزی مرسوم نسبت به خاک تحت کشاورزی ارگانیک و جنگل را بیشتر گزارش کردند. بربر و همکاران (2012) در شمال غربی ترکیه تفاوت معنی‌داری در فعالیت این آنزیم بین کاربری جنگل و مزرعه مشاهده نکردند.

خصوصیات مختلف خاک، کم و بیش با هم مرتبط و از یکدیگر تأثیر می‌پذیرند. در این مطالعه به جز تنفس میکروبی و فعالیت آنزیمی فسفاتاز قلیایی که با فسفر قابل جذب فاقد همبستگی بودند، سایر خصوصیات میکروبی با هم و با دیگر خصوصیات اندازه‌گیری شده دارای همبستگی بودند. مطالعات اخیر نشان داده‌اند که مقدار

ماده‌ی آلی دست نخورده در ارتباط با ویژگی‌های بیولوژیکی و بیوشیمیایی است (چائر و همکاران، 2009). مورگان-کرنادو و همکاران (2015) دلیل معنی‌دار بودن تفاوت در ویژگی‌ها و شاخص‌های میکروبی خاک در شیوه‌های مدیریتی مختلف کشاورزی را، ارتباط شدید آن با محتوای ماده‌ی آلی گزارش کردند. یائو و همکاران (2000) بیان کردند که کربن زیست‌توده‌ی میکروبی با کربن آلی و نیتروژن کل در خاک‌هایی با کاربری‌های مختلف در جنوب غربی چین همبستگی مثبت دارد. یان و همکاران (2003) بیان کردند که کربن زیست‌توده‌ی میکروبی به صورت محسوس با کربن آلی خاک همبستگی مثبت دارد. نتایج ابرا و مسکل (2013) نشان داد که دلیل بالا بودن ضریب متابولیک میکروبی در اراضی کشاورزی کمتر بودن کربن آلی است. طی پژوهش صورت گرفته توسط والنیوس و همکاران (2011) در اراضی جنوب غربی فنلاند مشخص شد که ماده‌ی آلی تفاوت‌های عمده در فعالیت آنزیم‌های خاک و زیست‌توده‌ی میکروبی را به خوبی پیش بینی می‌کند. و یا میکاپادیای و جوی (2010) در پژوهشی در شرق هند دریافتند که فعالیت آنزیمی با کربن آلی و محتویات فسفر قابل جذب در خاک دارای همبستگی است. در این پژوهش نیز به طور کل، خصوصیات میکروبی با هم و با دیگر خصوصیات اندازه‌گیری شده همبستگی معنی‌داری داشتند.

نتیجه‌گیری کلی

تغییر کاربری زمین از جنگل به باغ و مزرعه باعث از دست رفتن کیفیت خاک و بر هم خوردن خصوصیات اندازه‌گیری شده نسبت به تغییرات عمق شده که این تغییرات در تبدیل جنگل به مزرعه و در عمق نخست (10-0 سانتی‌متر) بیشتر مشهود است. مهمترین دلائل این کاهش کلی در کیفیت خاک را می‌توان از یک سو برداشت محصول (در هر دو کاربری باغ و مزرعه) و از بین رفتن چرخه‌ی طبیعی و تقریباً بسته‌ی موجود در جنگل، و از سوی دیگر خاکورزی (در مزرعه) و کاربرد کود حیوانی (در باغ) به ترتیب به عنوان عوامل تشدید و تقلیل این تغییرات بیان نمود.

اندازه‌گیری خصوصیات میکروبی خاک با توجه به حساسیت بالای ریزجانداران به تغییرات، در مقایسه با خصوصیات شیمیایی خاک دید بهتری از وضعیت سلامت خاک ارائه می‌کند که در بین خصوصیات میکروبی، کربن و نیتروژن زیست‌توده‌ی میکروبی با توجه به بروز اختلافات معنی‌دار نسبت به اثرات متقابل کاربری و عمق، کوتاه بودن زمان انجام و همچنین دقت بالا در اندازه‌گیری آن، شاخص‌های بهتری برای ارزیابی تغییرات صورت گرفته هستند.

فهرست منابع:

1. برومند م.، قاجارسپانلو م. و بهمنیار م.ا. 1393. اثر تغییر کاربری اراضی بر برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک (مطالعه موردی: سمسکنده ساری). پژوهشنامه مدیریت حوزه آبخیز 9: 94-78.
2. بهشتی‌آل‌آقا ع.، رئیسی ف. و گلچین ا. 1390. تأثیر تغییر کاربری اراضی جنگلی به کشاورزیبر برخی شاخص‌های بیولوژیک کیفیت خاک در اکوسیستم‌های جنگلی شمال ایران. نشریه بوم‌شناسی کشاورزی. 3(4): 453-439.
3. خالدیان ی.، کیانی ف.، ابراهیمی س. و موحدی‌نائینی ع. 1390. تأثیر تخریب جنگل‌ها، تغییر کاربری اراضی و ویلاسازی بر برخی شاخص‌های کیفیت خاک در حوضه زیارت استان گلستان. مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک 18(3): 167-184.
4. عجمی م.، خرمالی ف. و ایوبی ش. 1391. نقش تخریب جنگل‌ها و تغییر کاربری اراضی بر فرسایش‌پذیری خاک‌های لسی شرق استان گلستان.

5. علی‌اصغرزاد ن. 1389. روش‌های آزمایشگاهی در بیولوژی خاک. 522 ص. مجله پژوهش‌های آبخیزداری. 94: 44-37.
6. Abera G. and Wolde-Meskel E. 2013. Soil properties, and soil organic carbon stocks of tropical andosol under different land uses. Open Journal of Soil Science 3:153-162.
7. Acosta-Martinez V., Cruz L., Sotomayor-Ramirez D. and Perez-Alegria L. 2007. Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed. Applied Soil Ecology 35:35-45.
8. Alef K. and Nannipieri P. 1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, London, 578 p.
9. Araujoa A.S.F., Cesarz S., Leite L.F.C., Borges C.D., Tsai S.M. and Eisenhauer N. 2013. Soil microbial properties and temporal stability in degraded and restored lands of Northeast Brazil. Soil Biology & Biochemistry 66:175-181.
10. Bastida F., Zsolnay A., Hernandez T. and Garcia C. 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. Geoderma 147:159–171.
11. Berber A.S., Farasat F., Naml A. 2012. Afforestation effects on phsycal, chemical and biological soil properties. 8th International Soil Since Congress. Izmir-Turkey.
12. Bremner J.M. and Mulvaney C.S. 1982. Nitrogen total. pp. 595- 624. In: Page, A. L., Miller, R. H. and Keeney, D. R. (eds.). Methods of soil analysis. Part 2. Chemical analysis. American Society of Agronomy and Soil Science Society of American, Madison, Wisconsin.
13. Bini D., Alcantara dos Santos C., Banhos do Carmo K., Kishino N., Andrade G., Zangaro W. and Antonio Nogueira M. 2013. Effects of land use on soil organic carbon and microbial processes associated with soil health in southern Brazil. European Journal of Soil Biology 55:117-123.
14. Bissett A., Abell G.C.J., Brown M., Thrall P.H., Bodrossy L., Smith M.C., Baker G.H. and Richardsson A.E. 2014. Land-use and management practices affect soil ammonia oxidizer community structure, activity and connectedness. Soil Biology and Biochemistry 78:138-148.
15. Bouyoucos G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particles size analyses of soils. Agronomy Journal 56:464-465.
16. Chaer G.M., Myrold D.D. and Bottomley P.J. 2009. A soil quality index based on the equilibrium between soil organic matter and biochemical properties of undisturbed coniferous forest soils of the Pacific Northwest. Soil Biology and Biochemistry 41:822-830.
17. Conti G., Perez-Harguindeguy N., Quetier F., Gorne L.D., Jaureguiberry P., Bertone G.A., Enrico L., Cuchietti A. and Diaz S. 2014. Large changes in carbon storage under different land-use regimes in subtropical seasonally dry forests of southern South America. Agriculture, Ecosystems and Environment 197:68-76.
18. Cram S., Sommer I., Fernández P., Galicia1 L., Ríos C. and Barois I. 2015. Soil natural capital modification through landuse and cover change in a tropical forest landscape: implications for management. Journal of Tropical Forest Science 27(2):189-201.
19. Cruz R.E., Cruz R.A., Vaca R, del-Aguila P. and Lugo J. 2015. Assessment of soil parameters related with soil quality in agricultural systems. Life Science Journal 12(1), 154-161.
20. Fanin N. and Bertrand I. 2016. Aboveground litter quality is a better predictor than belowground microbial communities when estimating carbon mineralization along a land-use gradient. Soil Biology and Biochemistry 94: 48-60.
21. Habig J. and Swanepoel C. 2015. Effects of conservation agriculture and fertilization on soil microbial diversity and activity. Environments 2:358-384.

22. Kabiri V., Raiesi F. and Ghazavi M.A. 2016. Tillage effects on soil microbial biomass, SOM mineralization and enzyme activity in a semi-arid Calcixerepts. Agriculture, Ecosystems and Environment 232:73–84.
23. Kara O. and Bolat I. 2008. The effect of different land uses on soil microbial biomass carbon and nitrogen in bartin province. Turkish Journal of Agriculture and Forestry 32:281-288.
24. Kumar S., Chaudhuri S. and Maiti S.K. .2013. Soil dehydrogenase enzyme activity in natural and mine soil- A review. Middle-East Journal of Scientific Research 13(7):898-906.
25. Lee Z.M., Schmidt T.M. 2014. Bacterial growth efficiency varies in soils under different land management practices. Soil Biology and Biochemistry 69:282-290.
26. Li Q., Liang J.H., He Y.Y., Hu Q.J. and Yu S. 2014. Effect of land use on soil enzyme activities at karst area in Nanchuan, Chongqing, Southwest China. Plant Soil Environ 60(1):15-20.
27. Lopes E.L.N., Fernandes A.R., Ruivo M.L.P., Cattanio J.H. and Souza G.F. 2011. Microbial biomass and soil chemical properties under different land use systems in northeastern Para. Revista Brasileira de Ciencia do Solo 35:1127-1139.
28. Luo Y. and Zhou X. 2006. Soil Respiration and the Environment. Academic Press is an imprint of Elsevier, 316 p.
29. Maharjan M., Sanaullah M. and Kuzyakov Y. 2016. Effect of land use on microbial biomass and enzyme activities in tropical soil. Geophysical Research Abstracts 18:4318.
30. Martinez-Salgado M.M., Gutierrez-Romero V., Jannsens M. and Ortega-Blu R. 2010. Biological soil quality indicators: a review. Current Research, Technology and Education Topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology :319-328.
31. Mganga K.Z., Razavi B.S. and Kuzyakov Y. 2015. Microbial and enzymes response to nutrient additions in soils of Mt.Kilimanjaro region depending on land use. European Journal of Soil Biology 69:33-40.
32. Morugan-Coronado A., Garcia-Orenes F. and Cerda A. 2015. Changes in soil microbial activity and physicochemical properties in agricultural soils in eastern Spain. Spanish Journal of Soil Science 5(3):201-213.
33. Mukhopadhyay S. and Joy V.C. 2010. Influence of leaf litter types on microbial functions and nutrient status of soil: Ecological suitability of forest trees for afforestation in tropical laterite wastelands. Soil Biology and Biochemistry 42:2306-2315.
34. Muscolo A., Rosaria Panuccio M., Mallamaci C. and Sidari M. 2014. Biological indicators to assess short-term soil quality changes in forestecosystems. Ecological Indicators. 45:416-423.
35. Nelson D.W. and Somers L.E. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter of soil analysis. Part 3. Chemical Methods. Madision, Wisconsin. USA Pp: 961–1010.
36. Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S. and Dean L.A. 1954. Estimation of Available Phosphorous in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate; U.S. Department of Agriculture: Washington, D.C., USDA Circ. 939.
37. Pabst H., Gerschlauer F., Kiese R. and Kuzyakov Y. 2015. Land use and precipitation affect organic and microbial carbon stocks and the specific metabolic quotient in soils of eleven ecosystems of mt. Kilimanjaro, Tanzania. Land Degradation & Development. http://onlinelibrary.wiley.com/ doi/ 10.1002/ ldr.2406/ full.
38. Raiesi F. and Beheshti A. 2015. Microbiological indicators of soil quality and degradation following conversion of native forests to continuous croplands. Ecological Indicators 50:173-185.
39. Renella G., Mench M., Landi L. and Nannipieri P. 2005. Microbial activity and hydrolase synthesis in long-term Cd-contaminated soils. Soil Biology and Biochemistry 37:133-139.

40. Rinkes Z.L., Weintraub M.N., Deforest J.L. and Moorhead D.L. 2011. Microbial substrate preference and community dynamics during decomposition of Acer saccharum. Fungal Ecology 4:396-407.
41. Salek-Gilani S., Raiesi F., Tahmasebi P. and Ghorbani N. 2013. Soil organic matter in restored rangelands following cessation of rainfed cropping in a mountainous semi-arid landscape. Nutrient Cycling in Agroecosystems 96:215-232.
42. Saviozzi A., Levi-Minzi R., Cardelli R. and Riffaldi R. 2001. A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. Plant and Soil 9:233-251.
43. Schinner F., Ohlinger R., Kandeler E. and Margesin, R. 1996. Methods in soil biology. Publish in Springer Berlin Heidelberg, 522 p.
44. Silva D.K.A., Freitas N.O., Sousa R.G., Silva F.S.B., Araujo A.S.F. and Maia L.C. 2012. Soil microbial biomass and activity under natural and regenerated forests and conventional sugarcane plantations in Brazil. Geoderma 189:257-261.
45. Sinsabaugh R.L. 2010. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil. Soil Biology and Biochemistry 42:391-404.
46. Spohn M. 2015. Microbial respiration per unit microbial biomass depends on litter layer carbon-to-nitrogen ratio. Biogeosciences 12:817-823.
47. Tardy V., Spor A., Mathieu O., Leveque J., Terrat S., Plassart P., Regnier T., Bardgett R.D., Putten W.H., Roggero P.P., Seddaiu G., Bagella S., Lemanceau P, Ranjard L and Maron P.A. 2015. Shifts in microbial diversity through land use intensity as drivers of carbon mineralization in soil. Soil Biology and Biochemistry 90:204-213.
48. Turner B.L. and Haygarth P.M. 2005. Phosphatase activity in temperate pasture soils: Potential regulation of labile organic phosphorus turnover by phosphodiesterase activit. Science of the Total Environment 344:27-36.
49. Wallenius K., Rita H., Mikkonen A., Lappi K., Lindstrom K., Hartikainen H., Raateland A. and Niemi R.M. 2011. Effects of land use on the level, variation and spatial structure of soil enzyme activities and bacterial communities. Soil Biology and Biochemistry 43:1464-1473.
50. Witt C., Gaunt J.L., Galicia C.C., Ottow J.C.G., Neue H. 2000. A rapid chloroform-fumigation extraction method for measuring soil microbial biomass carbon and nitrogen in flooded rice soils. Biology and Fertility of Soils 30:510-519.
51. Xiangmin F., Qingli W., Wangming Z., Wei Z., Yawei W., Lijun N. and Limin D. 2014. Land use effects on soil organic carbon, microbial biomass and microbial activity in Changbai mountains of northeast China. Chinese Geographical Science 24(3):297-306.
52. Yana T., Yanga L., Campbell C.D. 2003. Microbial biomass and metabolic quotient of soils under different land use in the Three Gorges Reservoir area. Geoderma 115:129-138.
53. Yao H., He Z., Wilson M.J. and Campbell C.D. 2000. Microbial biomass and community structure in a sequence of soils with increasing fertility and changing land use. Microbial Ecology 40:223-237.
54. Zhi-xin Y., Shu-qing L., Da-wei Z. and Sheng-dong F. 2006. Effects of cadium, zinc and land on soil enzyme activities. Journal of Environmental Sciences. 18(6):1135-1141.
55. Zimmermann S. and Frey B. 2002. Soil respiration and microbial properties in an acid forest soil: Effects of wood ash. Soil Biology and Biochemistry 34:1727-1737.

Effects of deforestation and land uses on some chemical and microbial properties of soil in northern Iran (a case study: Salim Sheykh area of Sari)

H. Moazami Goodarzi[1], B. Jalili, M. Ghajar Sepanlou and S. Salek-Gilani

Graduate of the master's degree, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University; E-mail: hmgsbbs@gmail.com

Assistant Professor., Dept. of Soil Science, Faculty of Department of Crop Sciences, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University; E-mail: bahi_jalilis@yahoo.com

Associate Professor., Dept. of Soil Science, Faculty of Department of Crop Sciences, Sari Agricultural Sciences and Naturl Resources University; E-mail: sepanlou@yahoo.com

Assistant Professor., Dept. of Soil Science, Faculty of Department of Crop Sciences, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University; E-mail: soroosh1352@yahoo.com

Received: January, 2021 & Accepted: june, 2021

Abstract

Deforestation and poor farming practices are two factors that seriously threaten natural resources and seriously damage the soil productivity. This study was conducted to investigate the effects of deforestation and land use on some chemical and microbial properties of soil in different layers of evangelical forest, Citrus Garden and wheat farm soils in Sari township. Organic matter content, total nitrogen, carbon and nitrogen of microbial biomass were significantly reduced when evangelical forest converted to wheat farm (in all three layers) and citrus garden (in two layers of 0-10 and 10-20 cm). When evangelical forest converted to wheat farm (in first layer) organic matter, total nitrogen, carbon and nitrogen of microbial biomass were reduced 35.5, 51.2, 69.7 and 59.8%, respectively. Phosphorus availability and microbial respiration were significantly reduced when evangelical forest converted to wheat farm and citrus garden. The amount of reduction for phosphorus availability and microbial respiration were 85.2% and 35.1% respectively for the top layer of wheat farm. Microbial C/N was significantly reduced when evangelical forest transformed to wheat farm and microbial metabolic coefficient was significantly increased when evangelical forest changed to the two other land uses. The urease activity in both land use (citrus garden and wheat farm) and alkaline phosphatase activity were significantly reduced in wheat farm soils. The results of this study showed that changes in the chemical and microbial properties of the soil was more substantial when evangelical forest converted to agriculture land. The most important reasons for reduction of soil quality may be related to the harvesting (in both citrus garden and wheat farm) and the loss of the closed loop of forest, soil tillage (on the farm) and animal manure application.

Keywords: Land use change, soil quality, microbial biomass, enzymatic activity

[1]. Corresponding author: Department of Soil Sciences, Faculty of Crop Sciences, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University