نشریه بوم شناسی کشاورزی
جلد ۳، شماره ۴، زمستان ۱۳۹۰، ص. ۴۵۳-۴۳۹

Journal of Agroecology
Vol. 3, No. 4, Winter 2012, p. 439-453

اثرات آشفتگی ناشی از تبدیل اراضی جنگلی به کشاورزی بر برخی شاخص‌های بیولوژیک کیفیت خاک در اکوسیستم‌های جنگلی شمال ایران

علی بهشتی آل‌آقا[۱]، فائز رئیسی[۲*] و احمد گلچین[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۸۹/۱۱/۱۰
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۰/۰۵/۲۹

چکیده

تغییر کاربری اراضی جنگلی شمال ایران کیفیت خاک منطقه پره‌سر (استان گیلان) و گرگان (استان گرگان) را در معرض تغییر قرار داده است. به منظور ارزیابی تغییرات برخی از شاخص‌های بیولوژیکی بر اثر تغییر کاربری اراضی از جنگل به کشاورزی از دو عمق ۲۰-۰ و ۴۰-۲۰ سانتی‌متری و در سه تکرار نمونه‌های مرکب خاک از دو منطقه پره‌سر و گرگان تهیه و برخی از ویژگی‌های بیولوژیکی از قبیل کربن و نیتروژن توده زنده میکروبی، معدنی شدن کربن و نیتروژن، تنفس ناشی از سوبسترا به همراه فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، فسفاتاز قلیایی و اسیدی، اینورتاز و آریل‌سولفاتاز تعیین گردید. نتایج نشان داد تغییر کاربری اراضی سبب کاهش کربن (۸۲-۴۴ درصد) و نیتروژن (۲۰۰-۳۰ درصد) توده زنده میکروبی و نیز نسبت آنها (۳۰-۲۰ درصد)، معدنی شدن کربن (۶۷-۱۱ درصد)، معدنی شدن نیتروژن (۶۸-۳ درصد)، تنفس ناشی از سوبسترا (۴۵-۸ درصد) و فعالیت آنزیم‌های میکروبی در هر دو منطقه (به جز معدنی شدن کربن و نیتروژن در منطقه پره‌سر) و افزایش ضریب متابولیکی گردید. بنابراین، فعالیت‌های کشاورزی در اراضی بکر جنگلی باعث افزایش دسترسی ریزجانداران خاک به اکسیژن شده و در نتیجه به دلیل تحریک فعالیت‌های میکروبی و خروج کربن از خاک و تجزیه مواد آلی، کیفیت خاک کاهش می‌یابد. همچنین با تشدید معدنی شدن کربن آلی خاک (تنفس میکروبی) غلظت مواد آلی خاک روند نزولی گرفته و بدین ترتیب انرژی ریزجانداران خاک کم شده و این موضوع سبب شد تا به تدریج جمعیت زنده میکروبی خاک نیز تنزل یابد. با توجه به نتایج بدست آمده توصیه می‌شود که از بهم زدن مکرر خاک جلوگیری شده و از سیستم‌های کم خاکورزی و یا بی‌خاکورزی استفاده گردد. همچنین قرار دادن گیاهان لگوم چندساله در تناوب زراعی می‌تواند اثر سوء ناشی از کشت و کار را کاهش داد.

واژه‌های کلیدی: تغییر کاربری، زیست توده میکروبی، فعالیت آنزیمی، کشت و کار، معدنی شدن کربن و نیتروژن

مقدمه

آشفتگی‌های[۴] ناشی از جنگل‌زدایی، چرای بی‌رویه، آتش‌سوزی‌های کنترل نشده و تبدیل مراتع و جنگل‌ها به اراضی کشاورزی در ایران (Hajabbasi et al., 1997) و دیگر نقاط جهان (Doran & Parkin, 1994) تنزل کیفیت فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک را به همراه داشته است. اولین و شاید آشکارترین اثر تغییر کاربری اراضی تغییر نوع پوشش گیاهی و هیدرولوژی اکوسیستم است (Thrupp et al., 1997) که بسته به شرایط محیطی و اقلیمی ممکن است در دراز مدت بر بسیاری از خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک آثاری مثبت و یا منفی داشته باشند (Neill et al., 1997; Raiesi, 2007). فعالیت‌های کشاورزی به ویژه خاکورزی شدید و بی‌رویه، شرایط فیزیکی و شیمیایی خاک را تغییر و موجب تحریک و افزایش فعالیت‌های میکروبی و تجزیه بیشتر بقایای گیاهی می‌گردد (Six et al., 2000). عملیات شخم در کشاورزی سنتی، فعالیت‌های میکروبی را با شکستن خاکدانه‌ها و تأمین اکسیژن لازم برای تخریب بیولوژیکی و تجزیه ماده آلی تشدید می‌کند (Kennedy & Papendick, 1995).

برآیند ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیکی و بیوشیمیایی خاک کیفیت آن را تشکیل می‌دهند (Yakovchenko et al., 1996)، اما تغییر بعضی ویژگی‌های خاک ممکن است خیلی کند و تدریجی باشد که برای ارزیابی کیفیت خاک مناسب نیستند (Filip,

۱، ۲ و ۳- به ترتیب مربی گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه رازی کرمانشاه (دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشگاه شهرکرد)، دانشیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد و استاد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه زنجان
(*- نویسنده مسئول: (E-mail: f_raiesi@yahoo.com

4- Disturbances

Archive of SID
www.SID.ir

2002) و اصولاً برای مطالعه کیفیت خاک ویژگی‌هایی باید مدنظر قرار گیرند که به آشفتگی‌ها و تنش‌های محیطی حساس و سریع پاسخ می‌دهند (Dalal, 1998). ویژگی‌های بیولوژیکی و بیوشیمیایی از جمله شاخص‌هایی هستند که در کوتاه مدت (ساعت تا سال) به تغییرات محیطی واکنش نشان می‌دهند (Raiesi & Asadi, 2006) و شامل ویژگی‌هایی می‌باشند که به طور مستقیم با تعداد و فعالیت ریزجانداران خاک (توده زنده میکروبی، تنفس پایه و نظیر آن) و همچنین با تجزیه ترکیبات آلی موجود در خاک و آزاد شدن عناصر (مانند فعالیت آنزیم‌های هیدرولیتیک) رابطه دارند (Gil-Sotres et al., 2005). به طور کلی در یک دوره کوتاه تا متوسط آشفتگی، ویژگی‌های بیولوژیکی و بخش سهل‌التجزیه کربن آلی[1] به مدیریت و کاربری اراضی بسیار حساس‌تر از کل کربن آلی خاک است (Raiesi, 2007).

شاخص‌های بیولوژیکی حاصلخیزی خاک در اکوسیستم‌های جنگلی و مرتعی در مقایسه با اکوسیستم‌های کشاورزی در وضعیت بهتری قرار دارند که نشان می‌دهد هنگامی که خاک‌های دست نخورده در معرض کشت فشرده و پیوسته قرار گیرند، فعالیت‌های متابولیکی به مقدار زیاد کاهش می‌یابند (Rasmussen et al., 1980). آماده‌سازی خاک، شخم، کود دادن، استفاده از ماشین آلات و درو کردن، همه محیط خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهند و باعث کاهش تدریجی کیفیت خاک می‌گردند. بدیهی است که ابتدا باید تغییرات کیفیت خاک ناشی از تفاوت در نوع کاربری اراضی به طور دقیق اندازه گیری و سپس مناسب ترین کاربری اراضی و مدیریت با کمترین آشفتگی و اختلال مشخص گردد.

تنفس خاک از شاخص‌های حساس کیفیت خاک به تغییر کاربری اراضی به شمار می‌آید (Kieft & Rosacher, 1991; Raiesi & Asadi, 2006) و تعیین‌کننده میزان و سرعت خروج کربن از خاک است. تغییر کاربری اراضی و عملیات کشاورزی در اراضی بکر، باعث کاهش ورود بقایای گیاهی تازه به خاک و در نتیجه کاهش تنفس و فعالیت‌های میکروبی می‌گردد. این بقایا شامل مقادیر قابل توجهی از ترکیباتی هستند که به راحتی تجزیه می شوند و مورد استفاده ریزجانداران قرار می‌گیرند. کاهش ذخایر کربن سهل‌التجزیه در خاک سبب کاهش توده زنده میکروبی و فعالیت ریزجانداران در خاک می‌شود. به عقیده لال و همکاران (Lal et al., 1998) تبدیل اکوسیستم‌های طبیعی به کشاورزی و متعاقب آن افزایش شدت شخم باعث کاهش سطوح کربن آلی و افزایشمعنی‌دار غلظت دی‌اکسید کربن در اتمسفر می‌گردد.

زیست توده میکروبی بعنوان یکی از منابع مهم عناصر غذایی در خاک شناخته می شود (Stevenson, 2007). این بخش مهم از ماده آلی خاک در تجزیه مواد آلی و بازچرخش عناصر غذایی ضروری نقش مهمی ایفاء می‌کند و در تجزیه ضایعات و آلاینده‌های آلی نیز نقش دارد (Lakzian et al., 2005). اسلام و ویل (Islam & Weil, 2000) نیز گزارش کردند که تغییر کاربری جنگل‌های طبیعی مناطق حاره به زمین‌های کشاورزی موجب کاهش چشم‌گیر در کربن توده زنده میکروبی شد. آن‌ها نتیجه گرفتند که کاهش کیفیت خاک بر اثر تبدیل این اراضی، موجب کاهش توده زنده میکروبی گردید.

رابطه آنزیم‌ها با خصوصیات بیولوژیکی خاک و سهولت اندازه گیری و عکس‌العمل سریع آن‌ها به تغییر در مدیریت خاک باعث شده است تا آنزیم‌های خاک نیز به عنوان شاخص‌های بالقوه‌ایی برای ارزیابی کیفیت خاک باشند (Trasar-Cepeda, 2000). در سال‌های اخیر به دلیل پاسخ سریع آنزیم‌ها به تغییرات مدیریتی خاک، آنزیم‌ها به عنوان شاخص‌های پتانسیل کیفیت خاک مطرح گردیده‌اند (Ndiaye et al., 2000). مدیریت اراضی و ماهیت پوشش گیاهی بر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیوشیمیایی خاک تأثیر می گذارند و چنین تغییراتی می‌توانند بر سطوح فعالیت آنزیم‌ها نیز مؤثر باشند (Caravaca et al., 2002).

با توجه به اینکه در نقاط مختلف ایران سیستم‌های زراعی مختلفی به کارگرفته می‌شود و تأثیر این مدیریت‌ها بر کیفیت خاک مشخص نمی‌باشد، لازم است در نقاط مختلف آب و هوایی، کیفیت زمین‌های کشت شده با یک خاک مرجع که همان زمین‌های بکر می‌باشد، مقایسه گردد تا مناسب بودن مدیریت‌های اعمال شده مشخص گردد. بر اساس یک تحقیقات انجام شده در استان گلستان ایران تأثیر انواع پوشش گیاهی جنگل و زراعی بر خصوصیات کیفی خاک مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که مقادیر پتانسیل تبادل کاتیونی، تنفس میکروبی، میانگین وزنی قطر و مواد آلی در خاک‌های تحت کشت کمتر بود (Khormali & Shamsi, 2009).

این تحقیق به منظور بررسی تأثیر تغییر کاربری اراضی از جنگل به زراعی بر برخی شاخص‌های بیولوژیکی کیفیت خاک از قبیل تنفس و توده زنده میکروبی، و فعالیت آنزیم‌های خاک در دو منطقه مختلف آب و هوایی شمال ایران شامل استان‌های گیلان و گلستان انجام شد. در این تحقیق چنین فرض شد که تغییر کاربری اراضی از جنگل به زراعی سبب کاهش فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی خاک می‌گردد و این کاهش در لایه سطحی خاک (۲۰-۰ سانتی‌متری) بیشتر از لایه زیرین خاک (۴۰-۲۰ سانتی‌متری) می‌باشد.

مواد و روش‌ها

به منظور بررسی تأثیر کشت و کار درازمدت در اکوسیستم‌های جنگلی بر میزان تنفس و تنفس برانگیخته (ناشی از سوبسترا)، نیتروژن معدنی شده، ضریب متابولیکی، کربن و نیتروژن توده زنده

1- Labile Carbon

Archive of SID

www.SID.ir

میکروبی و فعالیت آنزیم‌های خاک در دو منطقه پره‌سر (استان گیلان) و گرگان (استان گلستان) خاک‌های بکر جنگلی و کشت شده مجاور آنها، انتخاب و نمونه‌برداری گردید. مختصات جغرافیایی و اطلاعات هواشناسی مناطق مورد مطالعه در جدول ۱ آورده شده است. اراضی بکر جنگلی در منطقه پره‌سر روی رسوبات آبرفتی با شیب ۲-۱ درصد واقع هستند و پوشش طبیعی آنها جنگل های پهن‌برگ از قبیل راش، انجیل و افرا می‌باشد. اراضی زراعی از تغییر کاربری همین اراضی جنگلی به وجود آمده و کشت و کار محصولاتی نظیر برنج و شبدرها بیش از پنجاه سال در این اراضی قدمت دارد. خاکورزی در منطقه پره‌سر توسط تیلر معمولی انجام می‌گیرد. اراضی بکر جنگلی در منطقه گرگان روی رسوبات آبرفتی آهکی با شیب ۲-۰ درصد واقع بوده و پوشش طبیعی آن را جنگل‌های پهن‌برگ شامل راش، صنوبر و بلوط تشکیل می‌دهد. اراضی زراعی، حداقل به مدت ۴۰ سال تحت کشت محصولاتی چون گندم، پنبه، یونجه و سویا قرار داشته و خاکورزی در این منطقه با استفاده از گاوآهن برگردان دار، کولتیواتور و دیسک معمولی انجام می‌شود. برخی از مشخصات خاک‌های بکر و زراعی مناطق مورد مطالعه در جدول ۲ ارائه شده است.

بدین منظور از دو عمق ۲۰-۰ و ۴۰-۲۰ سانتی متری و در سه تکرار نمونه‌های مرکب خاک (هر یک شامل ۱۵ نمونه ساده) تهیه شد. نمونه‌ها پس از انتقال به آزمایشگاه، از الک چهار میلی‌متری عبور داده شدند. سرانجام پس از انکوباسیون در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد و رطوبت ۶۰ تا ۷۰ درصد ظرفیت مزرعه، پتانسیل تنفس میکروبی (معدنی شدن کربن) خاک هر هفته یک بار و به مدت ۱۱ هفته، به روش تیتراسیون برگشتی با سود باقی مانده تعیین گردید (Alef & Nannipieri, 1995). میزان نیتروژن معدنی شده (پتانسیل معدنی شدن نیتروژن) طی ۱۱ هفته به روش انکوباسیون خاک و سپس عصاره‌گیری با کلرید پتاسیم و تعیین نیتروژن آمونیومی و نیتراتی به روش رنگ سنجی اندازه گیری شد (Alef & Nannipieri, 1995). تنفس ناشی از سوبسترا با اضافه کردن محلول گلوکز دو درصد تعیین و از روش تدخین با کلروفرم (Jenkinson & Powlson, 1976) برای تعیین کربن و نیتروژن زیست توده میکروبی استفاده گردید. سپس فعالیت آنزیم‌های فسفاتاز اسیدی و قلیایی، اوره‌آز و ساکاراز طبق دستورالعمل‌های ارائه شده الف و نانی پیری (Alef & Nannipieri, 1995) و با اضافه کردن سوبسترای مربوطه برای کلیه نمونه‌ها اندازه‌گیری شد. همچنین qCO_2 به صورت دی اکسید کربن آزاد شده ناشی از تنفس از هر واحد توده زنده میکروبی در واحد زمان محاسبه (Alef & Nannipieri, 1995) و بر حسب $\mu gC\ gMBC^{-1}\ day^{-1}$ گزارش گردید. نسبت کربن به نیتروژن توده زنده میکروبی نیز محاسبه و ارائه گردید. شاخص‌های تنفس و توده زنده میکروبی به صورت وزنی ($mg\ kg^{-1}$ soil) محاسبه و گزارش شدند.

تجزیه و تحلیل داده‌های حاصل (آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با جامعه آماری شامل دو نوع کاربری و دو عمق در سه تکرار (۱۲ نمونه مرکب خاک برای هر منطقه) پس از احراز و تأمین پیش شرط های تجزیه واریانس (توزیع نرمال با استفاده از آزمون اندرسون-دارلینگ و همگن بودن واریانس تیمارها با استفاده از آزمون له ون)، به روش مدل خطی عمومی[1] با استفاده از نرم افزار SAS ver. 9.0 انجام شد و برای مقایسه میانگین‌ها از روش اختلافات معنی‌دار قابل اعتماد توکی در سطح احتمال پنج درصد استفاده گردید.

نتایج و بحث

تأثیر تغییر کاربری بر خصوصیات بیولوژیکی خاک کربن توده زنده میکروبی[2] (MBC)

تغییر کاربری اراضی و کشت و کار در اراضی جنگلی منطقه پره‌سر (جدول ۳) سبب کاهش میزان کربن توده زنده میکروبی در هر دو عمق خاک گردید، البته این کاهش تنها در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر خاکمعنی‌دار بود. در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر میزان کربن توده زنده میکروبی از $mg.kg^{-1}$ ۱۱۴۱ در اراضی بکر جنگلی به $mg.kg^{-1}$ ۶۴۴ در اراضی زراعی کاهش (۴۴ درصد) یافت. اثر عمق بر کربن توده زنده میکروبی در این منطقهمعنی‌دار و میانگین کربن توده زنده میکروبی در دو کاربری اراضی در عمق cm ۲۰-۰، ۲۳۵ درصد (بیش از سه برابر) بیشتر از میانگین کربن توده زنده میکروبی در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر بود (جدول ۳). در منطقه گرگان نیز اثر تغییر کاربری اراضی بر کربن توده زنده میکروبی بسیارمعنی‌دار ($P\leq$۰/۰۰۱) بود (جدول ۴)، ولی جنگل‌زدایی و تبدیل اراضی جنگلی به اراضی زراعی باعث کاهش کربن توده زنده میکروبی تنها در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر خاک گردید. در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر کربن توده زنده میکروبی در اراضی جنگلی تقریباً شش برابر کربن توده زنده میکروبی در اراضی زراعی بود. در این منطقه نیز کربن توده زنده میکروبی با افزایش عمق به طورمعنی‌دار کاهش پیدا کرد (جدول ۴). کاهش کربن توده زنده میکروبی بر اثر تغییر کاربری اراضی را می‌توان به عوامل مختلف از جمله کاهش منابع قابل دسترس برای ریزجانداران و کاهش تعداد و جمعیت آنها در درازمدت تحت تأثیر کاهش ورود بقایای آلی بر اثر برداشت محصول کاهش، آشفتگی خاک و نامساعد شدن شرایط زیستی برای ریزجانداران بوسیله اعمال خاکورزی و تردد ماشین آلات و تغییر شرایط غیرزنده و کیفیت سوبسترا در خاک به دلیل تغییر کاربری و پوشش اراضی نسبت داد.

1- General Linear Model (GLM)
2- Microbial Biomass Carbon

Archive of SID

www.SID.ir

جدول ۱- مختصات جغرافیایی و اطلاعات اقلیمی مناطق مورد مطالعه

Table 1- Geographical and climatic properties of studied regions

منطقه Region	ارتفاع (متر) Altitude (m)	عرض جغرافیایی Longitude	طول جغرافیایی Latitude	بارندگی سالیانه (میلی‌متر) Annual rainfall (mm)	میانگین دمای سالیانه (درجه سانتی‌گراد) Yearly mean temperature (°C)
پره‌سر Paresar	110	37˚34´N	49˚01´E	1043	10.8
گرگان Gorgan	230	36˚47´N	54˚21´E	601	17.7

جدول ۲- برخی از مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های بکر (جنگلی) و زراعی مناطق مورد مطالعه(n=۳)

Table 2- Some of the chemical and physical properties of native (forest) and cultivated soils of the studied regions (n=3)

منطقه- کاربری Region - Land use	بافت خاک Soil texture	وزن مخصوص ظاهری MWD	اسیدیته pH	هدایت الکتریکی EC ($dS.m^{-1}$)	کربن آلی OC ($g.kg^{-1}$)	ازت کل TN ($g.kg^{-1}$)	C/N	ظرفیت تبادل کاتیونی CEC ($cmol(+)\ kg^{-1}$)
پره‌سر (گیلان) Paresar (Gilan)								
جنگل (۲۰-۰) UC (0-20cm)	CL	1.04	5.14	0.74	51.8	4.2	12.3	40.2
زراعی (۲۰-۰) C (0-20cm)	L	1.18	6.73	0.55	28.4	2.6	10.9	18.8
جنگل (۴۰-۲۰) UC (20-40cm)	CL	1.21	5.08	0.36	15.5	1.4	11.1	28.1
زراعی (۴۰-۲۰) C (20-40cm)	CL	1.21	6.83	0.74	13.9	1.3	10.7	18.1
گرگان (گلستان) Gorgan (Golestan)								
جنگل (۲۰-۰) UC (0-20cm)	CL	1.15	7.28	0.97	61.5	5.7	10.8	30.4
زراعی (۲۰-۰) C (0-20cm)	CL	1.52	7.54	0.66	19.0	2.0	9.5	20.0
جنگل (۴۰-۲۰) UC (20-40cm)	CL	1.43	7.46	1.02	29.2	2.9	10.1	24.2
زراعی (۴۰-۲۰) C (20-40cm)	CL	1.45	7.57	1.00	11.6	1.1	10.5	18.0

UC: Uncultivated; C: Cultivated

UC: جنگل؛ C: زراعی

www.SID.ir

جدول ۳- اثر تغییر کاربری اراضی از جنگل (بکر) به کشاورزی (زراعی) بر شاخص‌های بیولوژیک اندازه گیری شده در دو عمق ۰-۲۰ و ۲۰-۴۰ سانتیمتر منطقه پرەسر (n=۳)

Table 3- Effect of land use changes from forest (uncultivated) to farm (cultivated) on measured biological indices in two depths 0-20 and 20-40 cm of Paresar region (n=3)

کاربری Land use	عمق Depth (cm)	MBC (mg kg^{-1}soil)	MBN (mg kg^{-1}soil)	MBC/MBN	Cmin (mg kg^{-1} soil)	Nmin (mg kg^{-1}soil)	SIR (mg kg^{-1}soil)	qCO_2 (µgC g^{-1}MBC day^{-1})
جنگل Forest	0-20	1141(40.7)a	131(6.88)a	8.75(0.18)a	915(9.82)a	63.4(0.95)a	29.90(.26)a	24.2(.81)b
	20-40	374(36.4)c	48.0(4.84)c	8.02(0.15)b	303(20.1)b	21.9(1.40)b	16.20(0.11)c	30.6(4.37)ab
کشاورزی Cultivated	0-20	644(21.7)b	92.0(3.46)b	7.01(0.13)c	899(3.60)*	61.60(0.72)a	27.6(0.26)b	39.2(1.43)a
	20-40	333(17.6)c	46.7(1.73)c	6.93(0.12)c	348(2.69)b	25.0(0.23)b	17.0(0.52)c	40.1(3.19)a
اختلاف معنی‌دار توکی HSD Tukey		139	21.0	0.66	51.1	4.16	1.49	12.7
تجزیه واریانس Analysis of Variance								
کاربری Land use (L)		76.7^{***}	16.2^{**}	95.2^{***}	1.76^{ns}	3.50^{ns}	5.17^{ns}	18.9^{**}
عمق Depth (D)		309^{***}	191^{***}	7.71^{**}	2651^{***}	1803^{***}	1363^{***}	1.70^{ns}
کاربری × عمق L × D		55.4^{***}	18.6^{**}	4.94^{ns}	7.22^{**}	6.91^{*}	21.1^{***}	$.94^{ns}$

میانگین ها با حروف مشترک در هر ستون بر اساس آزمون توکی فاقد اختلاف معنی‌دار ($P\geq$۰/۰۵) است.

***، ** و * به ترتیب معنی داری در سطح احتمال ۰/۰۱، ۰/۰۱ و ۵ درصد و ns غیرمعنی‌دار، مقادیر خطای استاندارد در پرانتز نشان داده شده‌اند.

Cmin * و Nmin به مدت ۱۱ هفته محاسبه و به صورت تجمعی گزارش گردیده اند.

Means with same letters in each column do not have significant differences based on Tukey test at $P\leq 0.05$

***, **, * and ns, significant at 0.001, 0.01 and 0.05 probability level and nonsignificant, respectively; standard error amounts are given in parenthesis.

Cmin and Nmin are reported for 11 weeks and cumulatively.

www.SID.ir

به طور کلی، مشخص گردید که خاک‌های بکر مناطق جنگلی نسبت به زوج زراعی خود دارای کربن آلی بیشتری بودند. کشت و کار و عملیات زراعی در هر دو منطقه باعث اتلاف مقادیر قابل توجهی از کربن آلی خاک گردیده است. دلیل کاهش کربن آلی بر اثر کشت و کار احتمالاً به دلیل کاهش مقدار کربن ورودی به خاک‌های زراعی می‌باشد. تهویه‌ی بهتر خاک‌های زراعی بر اثر شخم نیز فرآیند اکسیداسیون کربن آلی را تسریع نموده و میزان کربن خروجی از خاک به صورت دی اکسید کربن را افزایش می‌دهد. بنابراین کربن ورودی کمتر و کربن خروجی بیشتر در اراضی زراعی یکی از دلایل عمده کاهش میزان کربن آلی در این خاک‌ها می‌باشد. نتایج نسبتاً مشابهی توسط سایر محققین نیز گزارش شده است، بطوریکه برون و لوگو (Brown & Lugo, 1990)، بارک و همکاران (Burket & Dick, 1998) و تان و لال (Tan & Lal, 2005) مشاهده نمودند که کاهش و هدر رفتن کربن به دلیل کشاورزی و شخم در خاک‌های دست نخورده ۵۵-۱۰ درصد بود.

نیتروژن توده زنده میکروبی (MBN)

در منطقه پره‌سر (جدول ۳) در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر تغییر کاربری اراضی باعث کاهش ۳۰ درصدی نیتروژن توده زنده میکروبی گردید، در حالی که این کاهش در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر معنی‌دار نبود. نیتروژن توده زنده میکروبی با افزایش عمق از ۱۱۱ $mg.kg^{-1}$ (عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر) به ۴۷/۳ $mg.kg^{-1}$ (عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر) کاهش یافت. در منطقه گرگان اثر جنگل زدایی بر نیتروژن توده زنده میکروبی معنی‌دار بود و در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر نیتروژن توده زنده میکروبی از ۱۶۱ $mg.kg^{-1}$در اراضی مرتعی به ۳۸/۷ $mg.kg^{-1}$ در اراضی زراعی کاهش (۷۶ درصد) پیدا کرد و در عمق ۴۰-۲۰ سانتی-متر نیتروژن توده زنده میکروبی در اراضی مرتعی ۳۵/۳ درصد بیشتر از نیتروژن توده زنده میکروبی در اراضی زراعی بود، البته این تغییرمعنی‌دار نبود ($P\geq0/05$). همچنین با افزایش عمق نیتروژن توده زنده میکروبی به طور معنی‌دار ($P\leq0/05$) کاهش یافت. نیتروژن توده زنده میکروبی نیز همانند کربن توده زنده میکروبی بر اثر تغییر کاربری اراضی کاهش پیدا کرد، ولی میزان کاهش نیتروژن توده زنده میکروبی به اندازه کربن توده زنده میکروبی نبود. علت آن را می‌توان به مصرف کودهای نیتروژن دار نسبت داد که ورود آنها تا حدی از اثرات تغییر کاربری اراضی کاسته است. در مورد این شاخص نیز عملیات کشت و کار و کاهش ورود مواد آلی بر جمعیت و فعالیت ریزجانداران خاک تأثیر منفی داشته است و در پی آن نیتروژن توده زنده میکروبی کاهش پیدا کرده است. کاهش نیتروژن توده زنده میکروبی با افزایش عمق به دلیل فعالیت و جمعیت بیشتر ریزجانداران در لایه سطحی خاک دور از انتظار نیست.

مشابه کربن آلی، خاک‌های جنگلی در مقایسه با خاک‌های زراعی، دارای نیتروژن کل بیشتری بودند (جدول ۲). کشت و کار در این مناطق منجر به اتلاف نیتروژن کل خاک شد. کاهش نیتروژن آلی بر اثر کشت و کار احتمالاً به دلیل کاهش مقدار کربن ورودی به خاک‌های زراعی می‌باشد، چون در این خاک‌ها قسمت عمده‌ی ماده‌ی خشک بخش هوایی به صورت محصول برداشت و از زمین خارج می‌شود. به علاوه در اراضی زراعی، خاک مکرراً با شخم زیرورو می‌شود که موجب شکستگی خاکدانه‌های درشت می‌گردد و نیتروژن آلی محبوس شده در آن‌ها را در معرض حمله‌ی میکروبی قرار می‌دهد. بنابراین کربن ورودی کمتر و کربن خروجی بیشتر در اراضی زراعی یکی از دلایل عمده کاهش میزان نیتروژن آلی در این خاک‌ها می‌باشد (Cleveland et al., 2002; Elberling et al., 2003; Merino et al., 2004; Zach et al., 2006).

نسبت کربن به نیتروژن توده زنده میکروبی (MBC/MBN)

در منطقه پره‌سر بر اثر تغییر کاربری اراضی در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر نسبت MBC/MBN از ۸/۷۵ در اراضی طبیعی به ۷/۰۱ کاهش (۲۰ درصد) پیدا کرد ($P\leq0/05$) و در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر بر اثر عملیات شخم و کشاورزی نسبت MBC/MBN به میزان ۱۳/۶ درصد کاهش یافت ($P\leq0/05$). همین طور نتایج نشان داد که این نسبت در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر به طورمعنی‌دار بیش از عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر بود (جدول ۳). در منطقه گرگان تبدیل جنگل به اراضی زراعی نسبت کربن به نیتروژن توده زنده میکروبی را به طور معنی‌دار در هر دو عمق ۲۰-۰ و ۴۰-۲۰ سانتی‌متر خاک کاهش (به ترتیب ۲۷/۴ و ۱۸/۸ درصد) داد. در عمق ۴۰-۰ نیز نسبت MBC/MBN در اراضی جنگلی ۳۰/۵ درصد بیشتر از مقدار این نسبت در اراضی زراعی بود. میانگین نسبت کربن به نیتروژن توده زنده میکروبی در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر به طور معنی‌دار بیشتر از مقدار میانگین این نسبت در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر بود (جدول ۴). تغییر کاربری اراضی بکر به زراعی در هر دو منطقه نسبت کربن به نیتروژن توده زنده میکروبی را کاهش داد. این کاهش را می‌توان از دو جهت بررسی کرد. کاهش نسبت کربن به نیتروژن میکروبی نشان دهنده افزایش سهم باکتری‌ها به قارچ‌ها از جمعیت کل میکروبی خاک بر اثر تغییر کاربری است، به عبارتی جمعیت قارچی خاک بیش از جمعیت باکتریایی آن کاهش یافته است. از طرف دیگر، کاهش این نسبت مبین افزایش معدنی شدن خالص نیتروژن و تثبیت کمتر آن در توده زنده میکروبی می‌باشد (Raiesi & Asadi, 2006; Raiesi, 2007). همچنین عواملی از قبیل کیفیت متفاوت پوشش گیاهی، کاربرد کودهای شیمیایی نیتروژنه در خاک‌های زراعی، درجه بالای پوسیدگی مواد آلی خاک‌های کشت شده نسبت به خاک‌های بکر و تسریع فرآیند اکسیداسیون کربن آلی بر اثر کشت و کار نیز می‌توانند تاثیرگذار باشند (Caravaca & Roldan, 2003).

Archive of SID

www.SID.ir

جدول ٤- اثر تغییر کاربری اراضی از جنگل (بکر) به کشاورزی (زراعی) بر شاخص‌های بیولوژیک اندازه گیری شده در دو عمق ۰-۲۰ و ۲۰-٤۰ سانتیمتر منطقه گرگان (n=۳)

Table 4- Effect of land use changes from forest (uncultivated) to farm (cultivated) on measured biological indices in two depths 0-20 and 20-40 cm of Gorgan region (n=3)

کاربری Land use	عمق Depth (cm)	MBC ($mg\ kg^{-1}soil$)	MBN ($mg\ kg^{-1}soil$)	MBC/MBN	Cmin ($mg\ kg^{-1}soil$)	Nmin ($mg\ kg^{-1}soil$)	SIR ($mg\ kg^{-1}soil$)	qCO_2 ($\mu gC\ g^{-1}MBC\ day^{-1}$)
جنگل Forest	0-20	1350(64.3)a	161(8.18)a	8.39(.09)a	917(3.54)a	63.4(0.78)a	32.5(0.28)a	21.1(1.08)b
	20-40	309(12.2)b	41.7(2.03)b	7.43(0.14)b	388(19.1)b	27.8(1.14)b	18.4(0.59)b	51.6(2.78)ab
کشاورزی Cultivated	0-20	235(6.67)b	38.7(0.67)b	6.09(0.15)c	301(3.97)c	19.9(0.26)d	17.9(0.55)bc	58.6(1.18)a
	20-40	165(29.982)b	27.0(3.78)b	6.03(0.24)c	346(1.89)bc	24.3(0.16)c	16.0(0.14)c	80.6(13.1)a
اختلاف معنی‌دار توکی HSD Tukey		164	21.1	0.75	44.8	3.23	1.92	30.7
تجزیه واریانس Analysis of variance								
کاربری Land use (L)		303^{***}	219^{***}	124^{***}	1107^{***}	1090^{***}	402^{***}	24.0^{**}
عمق Depth (D)		236^{***}	200^{***}	9.30^{*}	599^{***}	483^{***}	359^{***}	15.1^{***}
کاربری × عمق L × D		180^{***}	135^{***}	7.34^{*}	838^{***}	787^{***}	209^{***}	0.40^{ns}

میانگین ها با حروف مشترک در هر ستون بر اساس آزمون توکی فاقد اختلاف معنی‌دار ($P\geq0.05$) است:

ns و * ** *** به ترتیب معنی داری در سطح احتمال ۰/۰۱، ۰/۰۱ و ۵ درصد و غیرمعنی دار، مقادیر خطای استاندارد در پرانتز نشان داده شده‌اند.

Cmin و Nmin به مدت ۱۱ هفته محاسبه و به صورت تجمعی گزارش گردیده اند.

Means with same letters in each column do not have significant differences based on Tukey test at $P\leq0.05$

***, **, * and ns, significant at 0.001, 0.01 and 0.05 probability level and nonsignificant, respectively; standard error amounts are given in parenthesis.

Cmin and Nmin are reported for 11 weeks and cumulatively.

www.SID.ir

تنفس میکروبی (Cmin)

در منطقه پره‌سر تفاوت معنی‌داری بین تنفس میکروبی اراضی جنگلی ($mg.kg^{-1}$ ۹۱۵) با اراضی کشاورزی ($mg.kg^{-1}$ ۸۹۹) در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر مشاهده نگردید. همچنین چنین وضعتی در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر نیز وجود داشت، به طوری که تنفس میکروبی اراضی جنگلی ($mg.kg^{-1}$ ۳۰۳) با اراضی کشاورزی ($mg.kg^{-1}$ ۳۴۸) تفاوت معنی‌دار نداشت، ولی در منطقه گرگان تغییر کاربری اراضی و تبدیل اراضی جنگلی به مزرعه موجب کاهش معنی‌دار تنفس میکروبی طی ۷۷ روز انکوباسیون در هر دو لایه خاک به ویژه در لایه سطحی گردید (جدول ۴). در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر تنفس میکروبی از $mg.kg^{-1}$ ۹۱۷ در اراضی جنگلی به $mg.kg^{-1}$ ۳۰۱ در اراضی زراعی رسید. در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر نیز میزان آن از $mg.kg^{-1}$ ۳۸۸ در اراضی جنگلی به $mg.kg^{-1}$ ۳۴۱ در اراضی زراعی رسید. نتایج این مطالعه نشان داد که کشت و کار طولانی مدت در اراضی بکر گرگان میزان تنفس تجمعی را کاهش داد. علت این کاهش را می توان چنین توجیه کرد که در طولانی مدت کاهش ورودی بقایای آلی و افزایش سرعت تجزیه منابع کربن سبب کاهش جمعیت و فعالیت ریزجانداران خاکزی می‌گردد و به تبع آن میزان تنفس خاک نیز کاهش می‌یابد. کاهش توده زنده میکروبی نیز مؤید این مطلب است.

بطور کلی، خاک‌های جنگلی نسبت به زوج کشت شده خود، دارای تنفس میکروبی بیشتری در لایه سطحی بودند که این وضعیت در لایه عمقی نیز اغلب مشاهده می‌شود. تنفس میکروبی بالاتر در خاک‌های بکر جنگلی را می‌توان به کربن آلی بیشتر در این خاک‌ها نسبت داد. هدر رفت مواد آلی خاک بر اثر کشت و کار و مدیریت نامناسب خاک اغلب به عنوان عامل اصلی کاهش تنفس خاک در خاک‌های زراعی نسبت به خاک‌های بکر گزارش شده است (Zeng et al., 2009). دلیل بالا بودن تنفس در اراضی جنگلی به مواد آلی بالایی که سالیانه به سطح خاک اضافه می‌شود نسبت داده می‌شود. همچنین هدر رفت مواد آلی در نتیجه عملیات شخم و مدیریت نامناسب در اراضی کشت شده را علت کاهش تنفس خاک در این اراضی می‌دانند (Chander et al., 1998; Su et al., 2004; Khormali & Shamsi, 2009).

نیتروژن معدنی شده (Nmin)

در منطقه پره‌سر تبدیل اراضی جنگلی به شالیزار موجب کاهش اندک نیتروژن معدنی شده طی ۷۷ روز انکوباسیون در هر دو عمق گردید (جدول ۳). در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر نیتروژن معدنی شده از ۶۳/۴ میلی‌گرم نیتروژن در کیلوگرم خاک در اراضی جنگلی به ۶۱/۶ میلی‌گرم نیتروژن در کیلوگرم خاک در اراضی زراعی کاهش نشان داد. در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر نیز میزان آن از ۲۱/۹ میلی‌گرم نیتروژن در کیلوگرم خاک در اراضی جنگلی به ۲۵/۰ میلی‌گرم نیتروژن در کیلوگرم خاک در اراضی زراعی رسید. در این منطقه اثر عمق بر درصد معدنی شدن نیتروژن معنی‌دار بود. در منطقه گرگان تغییر کاربری اراضی و تبدیل اراضی جنگلی به مزرعه موجب کاهش معنی‌دار نیتروژن معدنی شده در طی ۷۷ روز انکوباسیون در هر دو عمق به ویژه در عمق اول گردید (جدول ۴). در عمق ۲۰-۰ سانتی-متر نیتروژن معدنی شده از $mg.kg^{-1}$ ۶۳/۴ در اراضی جنگلی به $mg.kg^{-1}$ ۱۹/۹ در اراضی زراعی رسید. در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر نیز میزان آن از $mg.kg^{-1}$ ۲۷/۸ در اراضی جنگلی به $mg.kg^{-1}$ ۲۴/۳ در اراضی زراعی رسید. بررسی میزان معدنی شدن نیتروژن نشان داد که در منطقه گرگان تغییر کاربری اراضی سبب کاهش نیتروژن معدنی شده گردید. این کاهش را می‌توان به کاهش ورود بقایای آلی و در نتیجه کاهش میزان نیتروژن خاک و نیز کاهش فعالیت و جمعیت ریزجانداران خاکزی نسبت داد.

آنتیونیس و همکاران (Antheunisse et al., 2007) دینامیک نیتروژن را در دو کاربری اراضی مرتع نیمه طبیعی و مرتع کشت شده بررسی و مشاهده نمودند نیتروژن معدنی در ابتدا در خاک مرتع کشت شده در مقایسه با مرتع نیمه طبیعی بیشتر بود، ولی در طول آزمایش بین خاک‌های مرتع نیمه طبیعی و مرتع کشت شده میزان نیتروژن معدنی ثابت بود. در خاک مرتع کشت شده نیترات گونه غالب بود.

تنفس ناشی از سوبسترا (SIR)

در منطقه پره‌سر اثر تغییر کاربری اراضی بر تنفس ناشی از سوبسترا معنی‌دار نبود (جدول ۳) و تفاوتمعنی‌دار بین تنفس ناشی از سوبسترا در اراضی جنگلی و زراعی در عمق ۴۰-۰ سانتی‌متر وجود نداشت، ولی اثر متقابل بین کاربری اراضی و عمق بر تنفس ناشی از سوبسترا معنی‌دار و در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر در اراضی زراعی کمتر از تنفس ناشی از سوبسترا در اراضی جنگلی بود (۸/۳ درصد). با این حال، در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر تفاوت معنی‌دار بین تنفس ناشی از سوبسترا در اراضی زراعی و جنگلی وجود نداشت. تنفس ناشی از سوبسترا با افزایش عمق کاهش پیدا کرده و در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر بیشتر از تنفس ناشی از سوبسترا در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر بود.

در منطقه گرگان اثر کاربری اراضی و اثر متقابل کاربری اراضی و عمق بر تنفس ناشی از سوبسترا معنی‌دار بود (جدول ۴) و در عمق-های ۴۰-۰، ۲۰-۰ و ۴۰-۲۰ سانتی‌متر تنفس ناشی از سوبسترا در اراضی زراعی به طور معنی‌دار کمتر از تنفس ناشی از سوبسترا در اراضی جنگلی بود. در عمق cm ۲۰-۰ عملیات کشاورزی در اراضی طبیعی باعث کاهش ۴۵ درصدی تنفس ناشی از سوبسترا و در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر باعث کاهش ۱۳ درصدی تنفس ناشی از سوبسترا گردید. در این منطقه تنفس ناشی از سوبسترا در عمق‌های بالایی

Archive of SID

www.SID.ir

بیشتر از عمق‌های پائینی بود. کاهش تنفس ناشی از سوبسترا بر اثر تغییر کاربری اراضی نشان از کاهش جمعیت و فعالیت ریزجانداران خاک بر اثر کشت و کار طولانی مدت و کاهش ورود بقایای آلی می‌باشد که همانند سایر شاخص‌های بیولوژیکی دیگر کاهش یافته است.

تکلی و همکاران (Teklay et al., 2006) اثر دو کاربری اراضی شامل کشاورزی و جنگل کشت شده را در اتیوپی جنوبی بر تنفس میکروبی بعد از اضافه کردن کربن-گلوکز و فسفر یا نیتروژن معدنی به خاک بررسی نمودند. نتایج این تحقیق نشان داد که اگر چه میزان کربن تجمعی آزاد شده از تنفس در خاک‌های جنگلی بیشتر از مزرعه بود، اما تنفس ناشی از سوبسترا در خاک‌های مزرعه بیشتر از مقادیر آن در خاک‌های جنگلی بود. این می تواند ناشی از فقر مواد آلی (سوبسترا) در خاک‌های زراعی منطقه مورد مطالعه باشد.

ضریب متابولیکی (qCO_2)

کشت و کار در اراضی بکر مرتعی و جنگلی پره‌سر سبب افزایش ضریب متابولیکی در هر دو عمق نمونه برداری گردید (جداول ۳ و ۴). در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر ضریب متابولیکی از ($\mu gC\ gMBC^{-1}\ day^{-1}$) ۲۴/۲ در اراضی جنگلی تا ($\mu gC\ gMBC^{-1}\ day^{-1}$) ۳۹/۲ در اراضی زراعی متغیربود و معادل ۶۲٪ افزایش یافت ($P\leq$۰/۰۵). همچنین افزایش ضریب متابولیکی بر اثر تبدیل اراضی جنگلی به اراضی زراعی در منطقه گرگان در هر دو عمق‌های ۲۰-۰ و ۴۰-۲۰ سانتی‌متر مشاهده شد، البته این افزایش تنها در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر خاک معنی‌دار بود. افزایش ضریب متابولیکی در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر (۱۷۸ درصد) بیشتر از افزایش در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر (۵۶ درصد) بود. به طور میانگین ضریب متابولیکی به طور معنی‌دار (P≤۰/۰۵) در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر بیشتر از ضریب متابولیکی در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر بود. افزایش ضریب متابولیکی با توجه به نتایج قبلی به دست آمده در این تحقیق قابل پیش بینی بود، چرا که تغییر کاربری اراضی در اکثر مناطق سبب کاهش شاخص‌های بیولوژیکی کیفیت خاک نظیر کربن، نیتروژن، کربن و نیتروژن توده زنده میکروبی گردید که تمامی آنها نشان از وجود شرایط تنش برای ریزجانداران خاک است، به طوری که تغییر کاربری اراضی با تغییر نوع بقایای آلی وارد شده به خاک، تغییر و کاهش جمعیت و فعالیت میکروبی و نیز آشفتگی شرایط پایدار خاک بر اثر عملیات خاکورزی و تردد ماشین آلات خاک سبب افزایش این شاخص گردیده است. موسکاتلی و همکاران (Moscatelli et al., 2007) ضریب متابولیکی را در سه کاربری اراضی جنگل، مرتع و زراعی بررسی و مشاهده نمودند ضریب متابولیکی در خاک‌های زراعی حداکثر در حالی که در خاک‌های جنگل مخروطیان کمترین بود. مقادیر بالاتر ضریب متابولیکی در خاک‌های کشت شده در مقایسه با خاک‌های جنگلی نشان می‌دهد که توده میکروبی در خاک‌های کشت شده به ازای هر واحد کربن آلی خود مقدار بیشتری از کربن آلی خاک را معدنی نموده و به گازکربنیک تبدیل می‌کند. تجزیه‌ی بیشتر کربن آلی خاک‌های کشت شده احتمالاً به دلیل C/N پایین‌تر آنها باشد که فرآیند تجزیه‌ی آن‌ها را تسریع می‌کند. مصرف کودهای شیمیایی نیتروژن‌دار در خاک‌های زراعی به کاهش C/N ماده‌ی آلی خاک‌های زراعی کمک نموده و این فرآیند معدنی شدن آنها را تسریع می‌کند (Moscatelli et al., 2007; Zeng et al., 2007).

تأثیر تغییر کاربری و عمق بر فعالیت آنزیم‌های خاک

الف) اوره آز

در منطقه پره‌سر (جدول ۵)، تغییر کاربری اراضی از جنگل به شالیزار بر میزان فعالیت آنزیم اوره‌آز در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر اثرمعنی‌دار نداشت، اما میزان فعالیت این آنزیم را در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر به طورمعنی‌دار کاهش داد. در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر میزان فعالیت آنزیم اوره‌آز از ($\mu gNH_4^+\ g^{-1}\ 2h^{-1}$) ۱۷۱ در اراضی طبیعی به ۱۶۳ در اراضی کشت شده تنزل (۴/۷ درصد) یافت. بر عکس، تغییر کاربری اراضی از جنگل به زراعی در منطقه گرگان (جدول ۶) میزان فعالیت آنزیم اوره‌آز را در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر خاک به طور معنی‌دار کاهش داده است، اما تغییرات فعالیت این آنزیم در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر معنی‌دار نبود. در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر میزان فعالیت آنزیم اوره‌آز در اراضی جنگلی ۱/۵ برابر اراضی زراعی بود. در این منطقه میزان فعالیت آنزیم اوره‌آز با افزایش عمق به طور معنی‌دار کاهش پیدا کرد. کاهش فعالیت اوره‌آز در این مناطق ممکن است به دلیل کاهش ترشحات ریشه و فعالیت ریزجانداران خاکزی ناشی از کاهش بقایای آلی اضافه شده به خاک و نیز ورود آمونیوم ناشی از مصرف کودهای نیتروژنه باشد. بر اثر کاهش بقایای آلی آزاد شدن این آنزیم از منابع گیاهی از یک طرف و از طرف دیگر، مقدار و فعالیت ریزجانداران خاکزی نیز به دلیل کاهش بقایای آلی و در نتیجه تولید و ترشح این آنزیم کاهش می یابد.

زنگ و همکاران (Zeng et al., 2009) نیز مشاهده نمودند که فعالیت آنزیم اوره‌آز تحت تأثیر نوع کاربری اراضی، فصل نمونه‌برداری و اثر متقابل این دو قرار گرفت. فعالیت این آنزیم رابطه معنی‌دار با میزان رطوبت، کربن آلی خاک، نیتروژن کل، فسفر کل و غلظت NH_4^+-N داشت.

Archive of SID

www.SID.ir

جدول ۵- اثر تغییر کاربری اراضی از جنگل به کشاورزی بر فعالیت اوره آز، آلکالاین و اسید فسفاتاز، اینورتاز و آریل سولفاتاز خاک در دو عمق ۰-۲۰ و ۲۰-۴۰ سانتیمتر در پرده‌سر (n=۳)

Table 5- Effect of land use changes from forest to farm on enzymes activity Urease, ALP, ACP, Invertase and Aryl in two depths 0-20 and 20-40 cm of Paresar region (n=3)

نوع کاربری Land use	عمق Depth (cm)	Urease ($\mu gNH_4^+ g^{-1} 2h^{-1}$)	ALP ($\mu gPNP\ g^{-1} h^{-1}$)	ACP ($\mu gPNP\ g^{-1} h^{-1}$)	Invertase ($\mu g\ Glucose\ g^{-1}\ 24\ h^{-1}$)	Aryl ($\mu gPNP\ g^{-1} h^{-1}$)
جنگل Forest	0-20	176(2.60)a	658(4.10)a	673(18.80)a	216(14.2)a	142(15.5)a
	20-40	171(0.88)a	584(3.76)b	530(21.6)b	148(6.06)b	109(5.66)a
زراعی Cultivated	0-20	175(0.88)a	649(1.73)a	696(15.0)a	189(8.29)ab	131(6.06)a
	20-40	163(0.88)b	592(7.21)b	522(19.0)b	160(8.99)b	109(4.98)a
اختلاف معنی‌دار توکی HSD Tukey		6.84	21.0	85.0	44.6	41.5
تجزیه واریانس Analysis of Variance						
کاربری Land use (L)		10.3^{*}	0.01^{ns}	0.17^{ns}	0.56^{ns}	0.41^{ns}
عمق Depth (D)		34.3^{**}	200^{***}	71.2^{***}	24.1^{***}	8.79^{*}
کاربری × عمق L × D		4.40^{ns}	3.36 ns	0.67^{ns}	3.86^{ns}	0.41^{ns}

میانگین ها با حروف مشترک در هر ستون بر اساس آزمون توکی فاقد اختلاف معنی‌دار ($P\geq 0.05$) است.

ns و *، **، *** به ترتیب معنی داری در سطح احتمال ۱، ۰/۱ و ۵ درصد و غیرمعنی‌دار، مقادیر خطای استاندارد در پرانتز نشان داده شده‌اند.

Means with same letters in each column do not have significant differences based on Tukey test at $P\leq 0.05$

ns, *, **, *** and , significant at 0.001, 0.01 and 0.05 probability level and non-significant, respectively; standard error amounts are given in parenthesis.

www.SID.ir

جدول ٦- اثر تغییر کاربری اراضی از جنگل به کشاورزی بر فعالیت اوره آز، آلکالاین و اسید فسفاتاز، اینورتاز و آریل سولفاتاز خاک در دو عمق ۰-۲۰ و ۲۰-۴۰ سانتیمتر در گرگان (n=۳)

Table 6- Effect of land use changes from forest to farm on enzymes activity Urease, ALP, ACP, Invertase and Aryl in two depths 0-20 and 20-40 cm of Gorgan region (n=3)

نوع کاربری Land use	عمق Depth (cm)	Urease ($\mu gNH_4^+ g^{-1} 2h^{-1}$)	ALP ($\mu gPNP\ g^{-1}\ h^{-1}$)	ACP ($\mu gPNP\ g^{-1}\ h^{-1}$)	Invertase ($\mu g\ Glucose\ g^{-1}\ 24\ h^{-1}$)	Aryl ($\mu gPNP\ g^{-1}\ h^{-1}$)
جنگل Forest	0-20	237(9.64)a	910(31.7)a	472(9.29)a	189(13.7)a	99.0(4.93)a
	20-40	173(9.56)b	685(10.6)b	409(9.56)b	126((6.002)b	70.0(5.20)b
زراعی Cultivated	0-20	158(11.1)b	861(15.6)a	466(7.80)a	116(8.96)b	76.0(4.36)b
	20-40	135(14.5)b	695(10.4)b	405(12.7)b	89.7(8.83)b	67.3(5.61)b
اختلاف معنی‌دار توکی HSD Tukey		51.6	86.7	45.2	44.3	22.8
تجزیه واریانس Analysis of Variance						
کاربری Land use (L)		26.4^{***}	1.05^{ns}	0.25^{ns}	31.2^{***}	6.47^{*}
عمق Depth (D)		14.4^{**}	104^{***}	38.6^{***}	20.8^{**}	13.9^{**}
کاربری × عمق L × D		3.24^{ns}	2.35^{ns}	0.01^{ns}	3.51^{ns}	4.06^{ns}

میانگین ها با حروف مشترک در هر ستون بر اساس آزمون توکی فاقد اختلاف معنی‌دار ($P\geq 0.05$) است.

ns و * ، ** ، *** به ترتیب معنی داری در سطح احتمال ۰/۱، ۱، ۵ درصد و غیرمعنی‌دار، مقادیر خطای استاندارد در پرانتز نشان داده شده‌اند.

Means with same letters in each column do not have significant differences based on Tukey test at $P\leq 0.05$

***, **, * and ns, significant at 0.001, 0.01 and 0.05 probability level and non-significant, respectively; standard error amounts are given in parenthesis.

www.SID.ir

ب) فسفاتاز

در منطقه پره‌سر بر اساس نتایج جدول ۵، تغییر کاربری اراضی از جنگل به شالیزار بر میزان فعالیت آنزیم آلکالاین فسفاتاز در هر دو عمق ۲۰-۰ و ۴۰-۲۰ سانتی‌متری اثرمعنی‌دار نداشت، اما میزان فعالیت این آنزیم در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر هر دو کاربری نسبت به عمق ۲۰-۰ به طورمعنی‌دار کاهش یافت. در اراضی جنگلی میزان فعالیت آنزیم آلکالاین فسفاتاز از ($\mu gPNP\ g^{-1}\ h^{-1}$) ۶۵۸ در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر به ($\mu gPNP\ g^{-1}\ h^{-1}$) ۵۸۴ در عمق ۴۰-۲۰ سانتی-متر رسید که معادل ۱۳ درصد کاهش بوده و معنی‌دار می‌باشد. در اراضی زراعی نیز میزان فعالیت آنزیم آلکالاین فسفاتاز از ۶۴۹ در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر به ۵۹۲ در در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر رسید که معادل ۱۰ درصد کاهش بود و معنی‌دار می‌باشد. تغییر کاربری اراضی از جنگل به زراعی در منطقه گرگان (جدول ۶) بر میزان فعالیت آنزیم آلکالاین فسفاتاز در هر دو عمق ۲۰-۰ و ۴۰-۲۰ سانتی‌متر اثرمعنی‌دار نداشت، اما میزان فعالیت این آنزیم در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر هر دو کاربری نسبت به عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر به طورمعنی‌دار کاهش یافت. در اراضی جنگلی میزان فعالیت آنزیم آلکالاین فسفاتاز از ۹۱۰ در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر به ۶۸۵ در در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر رسید که معادل ۱۳/۳ درصد کاهش بوده و معنی‌دار می‌باشد. در اراضی زراعی نیز میزان فعالیت آنزیم آلکالاین فسفاتاز از ۸۶۱ در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر به ۶۹۵ در در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر رسید که معادل ۲۴ درصد کاهش و معنی‌دار بود. کلولاند و همکاران (Cleveland et al., 2003) نیز فعالیت فسفاتاز قلیایی مشابهی در دو کاربری جنگل و مرتع در خاک‌های اکسی سول مشاهده نمودند، ولی توده زنده میکروبی در جنگل بیشتر از مرتع بود. این در حالی است که کاراواکا و همکاران (Caravaca et al., 2002) اثرات کاربری اراضی را بر خصوصیات بیوشیمیایی مربوط به فعالیت میکروبی خاک که در بر گیرنده چرخه عناصر می‌باشد بررسی و مشاهده نمودند فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی پس از انجام عملیات مختلف کشاورزی به طور اساسی کاهش یافت و مقدار این آنزیم در خاک‌های کشت شده کمتر از خاک‌های کشت نشده بود.

روند تغییرات آنزیم فسفاتاز اسیدی (ACP) مشابه آنزیم آلکالاین فسفاتاز در هر دو منطقه مورد مطالعه بود. در منطقه پره‌سر، تغییر کاربری اراضی از جنگل به شالیزار بر میزان فعالیت آنزیم فسفاتاز اسیدی در هر دو عمق ۲۰-۰ و ۴۰-۲۰ سانتی‌متری اثر معنی‌دار نداشت، اما میزان فعالیت این آنزیم در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر هر دو کاربری نسبت به عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری به طورمعنی‌دار کاهش یافت (جدول ۵). میزان فعالیت آنزیم فسفاتاز اسیدی در اراضی جنگلی، از ۶۷۳ در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر به ۵۳۰ در در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر رسید که معادل ۲۷ درصد کاهش بود و معنی‌دار گردید. در اراضی زراعی نیز میزان فعالیت آنزیم فسفاتاز اسیدی از ۶۹۶ در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر به ۵۲۲ در در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر رسید که معادل ۳۳ درصد کاهش بوده و معنی‌دار می‌باشد (جدول ۵). در منطقه گرگان نیز تغییر کاربری اراضی (جدول ۶) بر فعالیت آنزیم فسفاتاز اسیدی در هر دو عمق ۲۰-۰ و ۴۰-۲۰ سانتی‌متری اثرمعنی‌دار نداشت، اما میزان فعالیت این آنزیم در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر هر دو کاربری نسبت به عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری به طورمعنی‌دار کاهش یافت. در اراضی جنگلی میزان فعالیت آنزیم فسفاتاز اسیدی از ۴۷۲ در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر به ۴۰۹ در در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر رسید که معادل ۱۵/۴ درصد کاهش بوده و معنی‌دار شد. در اراضی زراعی نیز میزان فعالیت آنزیم فسفاتاز اسیدی از ۴۶۶ در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر به ۴۰۵ در در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر رسید که معادل ۱۵ درصد کاهش بوده و معنی‌دار گردید (جدول ۶).

ج) اینورتاز

در منطقه پره‌سر تبدیل اراضی طبیعی و بکر به اراضی کشاورزی باعث کاهش معنی‌دار فعالیت آنزیم اینورتاز در عمق cm ۲۰-۰ گردید (جدول ۵)، ولی این کاهش در عمق cm ۴۰-۲۰معنی‌دار نبود. در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر انجام عملیات کشاورزی در اراضی جنگلی میزان فعالیت آنزیم اینورتاز را ۱۲/۵ درصد کاهش داده است. کشت و کار در اراضی جنگلی منطقه گرگان نیز سبب کاهش معنی‌دار فعالیت آنزیم اینورتاز در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر شد (جدول ۶)، اما تأثیر آن بر فعالیت اینورتاز در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر معنی‌دار نبود. در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر مقدار فعالیت آنزیم اینورتاز از ($\mu g\ Glucose\ g^{-1}\ 24\ h^{-1}$) ۱۸۹ در اراضی جنگلی به ($\mu g\ Glucose\ g^{-1}\ 24\ h^{-1}$) ۱۱۶ رسید که معادل ۳۸/۶ درصد کاهش می‌باشد. به عبارت دیگر، در منطقه گرگان نیز همانند منطقه پره‌سر، فعالیت آنزیم اینورتاز با افزایش عمق به طور معنی‌دار کاهش پیدا کرد. چنانچه زنگ و همکاران (Zeng et al., 2009) گزارش کرده‌اند فعالیت اینورتاز رابطه مثبت با pH خاک، مقدار رطوبت، کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر کل، غلظت NO_3^-–N و رابطه منفی با نسبت C/N، C/P، غلظت NH_4^+– N و ضریب متابولیکی خاک داشت. لذا با توجه به کاهش کربن آلی، نیتروژن کل و افزایش ضریب متابولیکی بر اثر تغییر کاربری اراضی می‌توان انتظار داشت که فعالیت این آنزیم کاهش یابد. ترسارسپدا و همکاران (Trasar-Cepeda et al., 2008) نیز گزارش کردند فعالیت آنزیم اینورتاز در مرتع و جنگل احیا شده شبیه فعالیت این آنزیم در جنگل بلوط (خاک مرجع) بود. زنگ و همکاران (Zeng et al., 2009) مشاهده نمودند که فعالیت آنزیم اینورتاز تحت تأثیر نوع کاربری اراضی، فصل نمونه‌برداری و اثر متقابل این دو قرار گرفت.

Archive of SID

www.SID.ir

د) آریل سولفاتاز

در منطقه پره‌سر بر اساس نتایج جدول ۵، تغییر کاربری اراضی از جنگل به شالیزار بر میزان فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز در هر دو عمق ۲۰-۰ و ۴۰-۲۰ سانتی‌متری اثر معنی‌دار نداشت. همچنین میزان فعالیت این آنزیم در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر هر دو کاربری نسبت به عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری تغییر معنی‌دار نیافت. تغییر کاربری اراضی از جنگل به زراعی در منطقه گرگان (جدول ۶) بر میزان فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر اثرمعنی‌دار داشت، به طوریکه در این عمق میزان فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز از ۹۹ به ۷۶ $\mu gPNP\ g^{-1}\ h^{-1}$ رسید که معادل ۳۰ درصد کاهش معنی‌دار می‌باشد. در مقابل تغییر کاربری اراضی بر میزان فعالیت این آنزیم در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر باعث کاهش ۷۰ به ۶۷/۳ شد که معنی‌دار نبود. در اراضی جنگلی میزان فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز از ۹۹ در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر به ۷۰ در در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر رسید که معادل ۴۱/۴ درصد کاهش بوده و معنی‌دار می‌باشد ولی در اراضی زراعی میزان فعالیت این آنزیم از ۷۶ در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر به ۶۷/۳ در در عمق ۴۰-۲۰ سانتی‌متر رسید که معادل ۱۳ درصد کاهش بوده و غیرمعنی‌دار بود. در مطالعه ای که توسط آکوستا-مارتینز و همکاران (Acosta-Martinez et al., 2007) در خصوص تأثیر کاربری اراضی بر فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز در یک آبخیز استوایی در کشور پورتوریکو انجام شد نیز مشاهده گردید که فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز به صورت زیر به کاربری اراضی پاسخ داد: کشاورزی<جنگل=مرتع که تا حدودی با نتایج این تحقیق مطابقت دارد.

با بر هم خوردن تعادل خاک به عنوان یک اکوسیستم طبیعی، تعادل میان تولید و یا ورود و تجزیه مواد آلی شده که نهایتاً تغییر مقدار ماده آلی خاک را در پی دارد. تبدیل زمین‌های بکر جنگل به زمین‌های کشاورزی، معمولاً باعث کاهش میزان مواد آلی خاک گردیده که این امر به علت بازگشت کمتر ماده آلی به خاک از یک سو و افزایش سرعت تجزیه ماده آلی از سوی دیگر است (Lakzian et al., 2005).

نتیجه گیری

نتایج این تحقیق نشان داد تغییر کاربری اراضی سبب کاهش کربن و نیتروژن زیست توده میکروبی و نیز نسبت آنها، تنفس خاک، معدنی شدن نیتروژن، تنفس ناشی از سوبسترا و فعالیت آنزیم‌ها در هر دو منطقه (به جز تنفس و معدنی شدن نیتروژن در منطقه پره‌سر) می‌گردد. تبدیل زمین های بکر جنگلی به زمین‌های کشاورزی، معمولاً باعث کاهش میزان مواد آلی خاک گردیده که به دلیل بازگشت کمتر ماده آلی به خاک از یک سو و افزایش سرعت تجزیه ماده آلی از سوی دیگر است. تبدیل کاربری جنگلی به زراعی و انجام عملیات خاکورزی باعث تغییر میزان ورود کربن به خاک، تغییر کیفیت بقایای آلی و به دنبال آن تغییر ترکیب جمعیت میکروبی خاک می‌گردد. همچنین احتمالاً تخریب ساختمان خاک و شکسته شدن خاکدانه‌های درشت و آزاد شدن کربن و عناصر غذایی حبس شده در بین خاکدانه‌های درشت، افزایش تهویه خاک بر اثر عملیات کشاورزی، سبب افزایش سرعت تجزیه بقایا و کاهش ذخیره عناصر غذایی خاک و به تبع آن کاهش جمعیت، ترکیب و فعالیت‌های میکروبی خاک که شاخص کیفیت، سلامت و حاصل خیزی خاک هستند، می‌گردد. با بر هم خوردن تعادل خاک به عنوان یک اکوسیستم طبیعی، تعادل میان تولید و یا ورود و تجزیه مواد آلی شده که نهایتاً تغییر ماده آلی خاک را در پی دارد. امروزه تبدیل عرصه‌های طبیعی همچون جنگل‌ها و مراتع به اراضی زراعی، با کاهش شدید شاخص‌های بیولوژیکی کیفیت خاک توأم بوده است که در نهایت منجر به تخریب خاک شده است، ولی می‌توان با استفاده از روش‌های شخم حداقل و بی‌خاکورزی و رعایت اصول کشاورزی پایدار باعث شد تا روند تخریبی شاخص‌های بیولوژیکی کیفیت خاک تعدیل شده و در مدت زمان کوتاه‌تری به تعادل با محیط برسند.

سپاسگزاری

بدین وسیله از حمایت‌های بی‌دریغ دانشگاه شهرکرد در اجرای این تحقیق صمیمانه تشکر و سپاسگزاری می شود.

منابع

1- 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.
2- Alef, A., and Nannipieri, P. 1995. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press. UK. 567 pp.
3- Antheunisse, A.M., Loeb, R., Miletto, M., Lamers, L.P.M., Laanbroek, H.J., and Verhoeven, J.T.A. 2007. Response of nitrogen dynamics in semi-natural and agricultural grassland soils to experimental variation in tide and salinity. Plant and Soil 292: 45–61.
4- Brown, S., and Lugo, A.E. 1990. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of

Archive of SID

www.SID.ir

soils in Puerto Rico and US Virgin Is-lands. Plant and Soil 124: 53-64.
5- Burket, J.Z., and Dick, R.P. 1998. Microbial and soil parameters in relation to N mineralization in soils of diverse genesis under different management systems. Biology and Fertility of Soils 27: 430–438.
6- Caravaca, F., Masciandaro, F., and Ceccanti, B. 2002. Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. Soil and Tillage Research 68: 23–30.
7- Caravaca, F., and Roldan, A. 2003. Effect of *Eisenia foetida* earthworms on mineralization kinetics, microbial biomass, enzyme activities, respiration and labile C fractions of three soils treated with a composted organic residue. Biology and Fertility of Soils 38: 45–51.
8- Chander, K., Goyal, S., Nandal, D.P., and Kapoor, K.K. 1998. Soil organic matter, microbial biomass and enzyme activities in a tropical agroforestry system. Biology and Fertility of Soils 27:168–172.
9- Cleveland, C.C., Townsend, A.R., and Schmidt, S.K. 2002. Phosphorus limitation of microbial processes in moist tropical forests: evidence from short-term laboratory incubations and field studies. Ecosystems 5: 680–691.
10-Cleveland, C.C., Townsend, A.R., Constance, B.C., and Schmidt, S.K. 2003. Soil microbial dynamics and biogeochemical cycling in lowland tropical rain forests and pastures of southwestern Costa Rica. Ecological Applications 13: 314-326.
11-Dalal, R.C. 1998. Soil microbial biomass, what do the numbers really mean? Australian Journal of Experimental Agriculture 38: 649–665.
12-Doran, J.W., Sarrantonio, M., and Lieberg, M.A. 1996. Soil health and sustainability. Advanced Agronomy 56:1-54.
13-Doran, J.W., and Parkin, T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran J.W. et al. (Eds.), Defining soil quality for a sustainable environment, SSSA Special Publication. 35. SSSA and ASA, Madison, WI, pp. 3-21.
14-Elberling, B., Fensholt, R., Larsen, L., Petersen, A.I.S., and Sandholt, I. 2003. Water content and land use history controlling soil CO_2 respiration and carbon stock in savannah soil and groundnut fields in semi-arid Senegal. Danish Journal of Geography 103: 47-56.
15-Emadi, M., Baghernejad, M., and Memarian, H.R. 2009. Effect of land use change on soil fertility characteristics within water-stable aggregates of two cultivated soils in northern Iran. Land Use Policy 26: 452–457.
16-Filip, Z. 2002. International approach to assessing soil quality by ecologically related biological parameters. Agriculture, Ecosystems and Environment 88: 164–174.
17-Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leiros, M.C., and Seoane, S. 2005. Different approaches to evaluate soil quality using biochemical properties. Soil Biology and Biochemistry 37: 877–887.
18-Hajabbasi, M.A., Jalalian, A., and Karimzadeh, H.R. 1997. Deforestation effects on soil physical and chemical properties, Lordegan, Iran. Plant and Soil 190: 301-308. (In Persian with English Summary)
19-Islam, K.R., and Weil, R.R. 2000. Soil quality indicator properties in mid- Atlantic soils as influenced by conservation management. Journal of Soil and Water Conservation 55:69-78.
20-Jenkinson, D.S., and Powlson, D.S. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. I. Fumigation with chloroform. Soil Biology and Biochemistry 8: 167–177.
21-Kennedy, A.C., and Papendick, R.I. 1995. Microbial characteristics of soil quality. Soil and Water Conservation Journal 50: 243-248.
22-Khormali, F., and Shamsi, S. 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.
23-Kieft, T.L., and Rosacher, L.L. 1991. Application of respiration and adenylate– based soil microbiological assay to deep subsurface terrestrial sediments. Soil Biology and Biochemistry 23: 563-568.
24-Lakzian, A., Sheybani, S., Bahadorian, M., and Shaddel, L. 2005. Soil Microbiology. 1st Edition. Sokhan Gostar Publication, Mashhad, Iran. 556 pp. (In Persian)
25-Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F., and Cole, C.V. 1998. The potential of US cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Ann Arbor Press, Chelsea, MI, USA.
26-Merino, A., Perez-Batallon, P., and Macıas-Responses, F. 2004. Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to soil management and land use changes in a humid temperate region of southern Europe. Soil Biology and Biochemistry 36: 917–925.
27-Moscatelli, M.C., Tizio, A.D., Marinari, S., and Grego, S. 2007. Microbial indicators related to soil carbon in Mediterranean land use systems, Soil and Tillage Research 97: 51–59.
28-Ndiaye, E.L., Sandeno, J.M., Mc Grath, D., and Dick R.P. 2000. Integrative biological indicators for detecting changes in soil quality. American Journal of Alternative Agriculture 15: 26-36.
29-Neill, C., Piccolo, M.P., Cerri, C.C., Steudler, P.A., Melillo, J.M., and Brito, M. 1997. Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape. Oecologia 110: 243-252.
30-Raiesi, F. 2007. The conversion of overgrazed pastures to almond orchards and alfalfa cropping systems may favor microbial indicators of soil quality in Central Iran. Agriculture, ecosystems and Environment 121: 309-318.
31-Raiesi, F., and Asadi, E. 2006. Soil microbial activity and turnover in native grazed and ungrazed rangelands in a

Archive of SID

www.SID.ir

semiarid ecosystem. Biology and Fertility of Soils 43:76-82.
32-Rasmussen, P.E., Allmaras, R.R., Rohde, C.R., and Roager, Jr.N.C. 1980. Crop residue influence on soil carbon and nitrogen in a wheat fallow system. Soil Science Society of American Journal 44: 596-600.
33-Six, J., Elliot, E.T., and Paustian, K. 2000. Soil macroaggregate turn over and micro-aggregate formation for C sequestration under no-tillage agriculture. Soil Biology and Biochemistry 32: 2099-2103.
34-Stevenson, F.J. 1994. Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions. 2nd Edition. John Wiley and Sons, Inc. 512 pp.
35-Su, Y.Z., Zhao, H.L., Zhang, T.H., and Zhao, X.Y. 2004. Soil properties following cultivation and non-grazing of a semi-arid sandy grassland in northern China. Soil and Tillage Research 75: 27–36.
36-Tan, Z., and Lal, R. 2005. Carbon sequestration potential estimates with changes in land use and tillage practice in Ohio, USA. Agriculture, Ecosystems and Environment 111: 140-152.
37-Teklay, T., Nordgren, A., and Malmer, A. 2006. Soil respiration characteristics of tropical soils from agricultural and forestry land-uses at Wondo Genet (Ethiopia) in response to C, N and P amendments, Soil Biology and Biochemistry 38: 125–133.
38-Thrupp, L.A., Hecht, S., and Browder, J. 1997. The diversity and dynamics of shifting cultivation: myths, realities, and policy implications. World Resources Institute, Washington DC, USA.
39-Trasar-Cepeda, C., Leiros, M.C., and Gil-Sotres, F. 2000. Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oak wood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia N.W. Spain): specific parameters. Soil Biology and Biochemistry 32:747-755.
40-Trasar-Cepeda, C., Leiros, M.C., and Gil-Sotres, F. 2008. Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils. Some implications for their use as indicators of soil quality, Soil Biology and Biochemistry 40: 2146–2155.
41-Yakovchenko, V.I., Sikora, L.J., and Rauffman, D.D. 1996. A biologically based indicator of soil quality. Biology and Fertility of Soils 21: 245–251.
42-Zach, A., Tiessen, H., and Noellemeyer, E. 2006. Carbon turnover and ^{13}C natural abundance under land use change in the semiarid La Pampa, Argentina. Soil Science Society American Journal 70: 1541-1546.
43-Zeng, D.H., Hu, Y.L., S.X., Chang, S.X., and Fan, Z.P. 2009. Land cover change effects on soil chemical and biological properties after planting Mongolian pine (*Pinus sylvestris* var. Mongolica) in sandy lands in Keerqin, northeastern China. Plant and Soil 317: 121–133.

Archive of SID

www.SID.ir