فصلنامه علمی-پژوهشی تحقیقات مرتع و بیابان ایران
جلد ۲۴، شماره ۱، صفحه ۱۹۲- ۱۸۱ (۱۳۹۶)
شناسه دیجیتال(DOI) : 10.22092/ijrdr.2017.109859

تأثیر تغییر کاربری اراضی بر ذخیره کربن آلی و برخی ویژگی‌های بیولوژیکی خاک در بخشی از حوزه آبخیز رکعت در استان خوزستان

پریسا حیدری[۱]، سعید حجتی[۲*]، نعیمه عنایتی ضمیر[۳] و امیر رعیت پیشه[۴]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران، اهواز، ایران

۲*- نویسنده مسئول، دانشیار، گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران، اهواز، ایران، پست الکترونیک: s.hojati@scu.ac.ir

۳-دانشیار، گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران، اهواز، ایران

۴- کارشناس ارشد، اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان خوزستان، اهواز، ایران

تاریخ دریافت: ۹۴/۱۱/۲۷ تاریخ پذیرش: ۹۵/۶/۲۹

چکیده

خاک اصلی‌ترین منبع کربن در اکوسیستم‌های خشکی است، اما فعالیت‌های انسان در سراسر جهان ازجمله تغییر کاربری اراضی منجر به کاهش قابل توجه کربن خاک شده است. بنابراین به نظر می‌رسد در طول قرن گذشته تغییر گسترده کاربری اراضی موجب هدر رفت بخش عظیمی از کربن آلی خاک‌ها شده است. از این‌رو این مطالعه به‌منظور بررسی تأثیر تغییر کاربری اراضی از مرتع به زراعت بر ذخیره کربن آلی (C Stock) و برخی شاخص‌های بیولوژیکی خاک شامل کربن آلی کل (SOC)، تنفس پایه خاک (BSR)، کربن زیست توده میکروبی (MBC)، نسبت میکروبی (MQ) و ضریب فعالیت متابولیکی (qCO_2)) در شرق استان خوزستان (حوزه آبخیز رکعت) مورد بررسی قرار گرفت. برای این منظور نمونه‌های خاک در هشت تکرار از لایه‌های ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتیمتری در هر دو کاربری تهیه شدند. در این آزمایش مقادیر qCO_2، میزان SOC، MBC و MQ در کاربری کشاورزی نسبت به مرتع طبیعی تفاوت معنی‌داری نداشتند ولی مقدار ذخیره کربن آلی خاک نیز در کاربری کشاورزی در لایه‌های ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتیمتری با مقادیر ۱۹/۵، ۸/۳ تن بر هکتار نسبت به مرتع طبیعی (۲۹/۷، ۱۵/۹ تن بر هکتار) به‌ترتیب ۳۴ و ۴۷ درصد کاهش یافت. مقدار SOC در کاربری کشاورزی در لایه‌های سطحی و زیرسطحی خاک (۸/۴۷، ۵/۲۸ گرم بر کیلوگرم خاک) نسبت به مرتع طبیعی (۱۳/۲۹، ۶/۵۵ گرم بر کیلوگرم خاک) ۳۶ و ۱۹ درصد کاهش داشت. همچنین MBC در لایه‌های ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتیمتری خاک در کاربری کشاورزی نسبت به مرتع طبیعی به میزان ۶۰ و ۷۱ درصد کاهش، MQ به میزان ۳۷ و ۶۵ درصد کاهش و qCO_2 به میزان ۴-۳ برابر افزایش نشان دادند. بطور کلی تغییر کاربری اراضی موجب هدر رفت قابل توجه کربن آلی کل و تقریباً نیمی از ذخیره کربن آلی در سطح خاک شده است. کم شدن مقدار کربن آلی در کاربری کشاورزی موجب کاهش قابل توجهی در کربن زیست توده میکروبی نسبت به سایر صفات گردیده است که می‌توان آن را یک شاخص کلیدی در ارزیابی تغییرات کربن آلی خاک به حساب آورد.

واژه‌های کلیدی: ذخیره کربن، کاربری اراضی، مرتع، زراعت زیست توده میکروبی، تنفس.

مقدمه

خاک‌ها اصلی‌ترین منبع کربن در اکوسیستم‌های خشکی هستند، به گونه‌ای که برآوردها نشان می‌دهد ذخیره کربن کل موجود در آنها تا عمق یک متری برابر ۲۵۰۰ گیگا تن

است، و کربن آلی حدود ۱۵۵۰ گیگا تن از این ذخیره کربنی را شامل می‌شود (Lal, 2004). تغییر در کاربری اراضی می‌تواند از مهمترین عوامل تخریب اراضی باشد که کیفیت و کمیت کربن آلی خاک را تحت تأثیر قرار داده (Murty *et al.*, 2002) و از این‌رو بر ذخیره‌سازی یا هدر رفت کربن و نیتروژن خاک بسیار تأثیرگذار است. به گونه‌ای که مطالعات نشان داده تغییر کاربری زمین دومین عامل اصلی برای انتشار کربن پس از احتراق سوخت‌های فسیلی می‌باشد و اثرات قابل توجهی را بر پویایی کربن آلی خاک (SOC) و نیتروژن (N) می‌گذارد (Parras-Alcántara *et al.*, 2013). کیفیت خاک ترکیبی از خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی است که در برابر تغییر شرایط خاک به آسانی پاسخ می‌دهد (Bredja *et al.*, 2000). زیست‌توده میکروبی ازجمله شاخص‌های زیستی مفید برای ارزیابی کیفیت خاک تلقی می‌شود، زیرا این بخش در تجزیه مواد گیاهی و جانوری، معدنی‌شدن و آلی‌شدن عناصر غذایی، چرخه بیوشیمیایی عناصر و تشکیل خاکدانه‌های بزرگ نقش کلیدی دارد (Turco *et al.*, 1994). میزان کل کربن زیست توده میکروبی خاک حدود ۱/۴ درصد از کل کربن آلی خاک را در جهان شامل می‌شود، که نشان‌دهنده سهم قابل توجه این بخش در چرخه جهانی کربن است. Weil و Islam (۲۰۰۰) گزارش کردند که تغییر کاربری جنگل‌های مناطق حاره به اراضی کشاورزی موجب کاهش چشمگیر در کربن زیست‌توده میکروبی شده است.

معدنی‌شدن کربن از طریق تنفس خاک یکی دیگر از متداول‌ترین پارامترهای بیولوژیک مورد استفاده در ارزیابی کیفیت خاک می‌باشد که شامل تغییر شکل کربن آلی به معدنی (دی‌اکسیدکربن) است (Sollins *et al.*, 1983). شدت این تغییرات انعکاسی از وسعت فعالیت‌های بیولوژیکی در خاک است. از آنجایی که عامل محدودکننده جامعه میکروبی خاک کربن و نیتروژن است (Wardle, 1992)، بنابراین هر گونه تغییرات هرچند کوچک در ذخیره کربن آلی خاک می‌تواند اثرات چشمگیری بر غلظت دی اکسید کربن در اتمسفر وارد کند (Powlson *et al.*, 2011).

نسبت کربن زیست توده میکروبی به کربن آلی خاک (C_{mic}/C_{org}) و ضریب فعالیت متابولیکی (qCO_2) دو شاخص مهم بیولوژیکی دیگر هستند که برای تعیین وضعیت تنش یا استرس در اکوسیستم‌های خاک استفاده می‌شوند. افزایش C_{mic}/C_{org} در خاک نشان‌دهنده افزایش میزان کربن زیست توده میکروبی خاک و در نتیجه بهبود کیفیت خاک می‌باشد. معمولا تنش‌های محیطی سبب کاهش این نسبت در خاک می‌شوند، زیرا در شرایط تنش‌زا، کربن زیست توده میکروبی سریع‌تر از کربن آلی خاک کاهش می‌یابد (Ndiay *et al.*, 2000 و Anderson, 2003). Sicardi و همکاران (۲۰۰۴) گزارش کردند با گذشت ۱۰ سال از تبدیل مراتع چراشده به اراضی تحت کشت اکالیپتوس میزان نسبت میکروبی خاک کاهش یافته است. در مقابل ضریب فعالیت متابولیکی (qCO_2) تحت شرایط تنش افزایش می‌یابد، زیرا ریزجانداران خاک برای حفظ توده زنده خود به انرژی بیشتری نیازمند بوده و میزان تنفسی آنها افزایش می‌یابد.

محققان نشان داده‌اند که کشت در مراتع موجب تضعیف خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک می‌شود (Saggar *et al.*, 2001) و ممکن است منجر به کاهش دائمی بهره‌وری اراضی و تخریب اکوسیستم شود (Lal, 1997؛ Gregorich *et al.*, 1998، Vagen *et al.*, 2006). Guo و Gifford (۲۰۰۲) نیز گزارش کردند که تبدیل مراتع به اراضی زراعی و بهره‌مندی از روش سنتی آماده سازی زمین منجر به کاهش ۵۹٪ در متوسط جهانی کربن آلی خاک شده است.

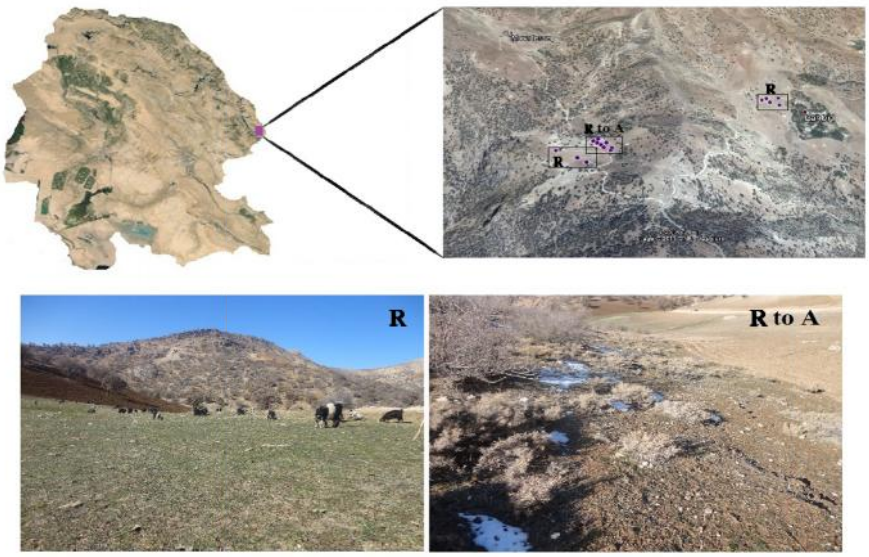
در ایران نیز تغییر در کاربری اراضی، به‌ویژه در طول قرن گذشته، کیفیت خاک، تولید محصول و پایداری محیط‌زیست را تحت تأثیر قرار داده است. به گونه‌ای که مطالعات حکایت از کاهش ۳۰ تا ۷۰ درصدی محتوای کربن و بویژه نیتروژن آلی در کاهش شدید تولید محصول در سال‌های اول پس از تغییر کاربری اراضی از جنگل و مرتع به اراضی زراعی در خاک‌های مناطق شمالی و غربی کشور می‌باشد (Golchin & Asgari, 2008؛ Raiesi, 2007). بر این اساس، به نظر می‌رسد که در استان خوزستان به دلیل

تبدیل گسترده مراتع به اراضی کشاورزی و چرای آزاد و بی‌رویه دام کیفیت خاک از نظر کمی و کیفی به مخاطره افتاده است. با توجه به اهمیت مراتع از نظر ذخیره کربن در سطح دنیا که حدود ۲۰ درصد از اراضی کره زمین را پوشش می‌دهند و ۳۰ – ۱۰ درصد ذخیره کربن آلی خاک را در خود جای داده‌اند (Schuman *et al.*,, 2002). این مطالعه با هدف تعیین اثرات تغییر کاربری اراضی از مرتع طبیعی به زراعت بر ذخیره کربن آلی و برخی شاخص‌های بیولوژیکی کیفیت خاک شامل کربن آلی کل، تنفس و کربن زیست‌توده میکروبی و تأثیر تغییرات این پارامترها در کیفیت خاک‌های بخشی از زیرحوزه رکعت در شرق استان خوزستان اجرا شد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه، در استان خوزستان در محدوده شهر دهدز و در منطقه بلوط بلند در قسمت شرقی زیرحوزه رکعت در موقعیت طول جغرافیایی ´۰۸ °۵۰ تا ´۲۰ °۵۰ شرقی و عرض جغرافیایی ´۳۹ °۳۱ تا ´۵۰ °۳۱ شمالی واقع شده است (شکل۱). زیرحوزه رکعت از زیرحوزه‌های حوزه آبخیز سد کارون ۳ به‌شمار می‌رود. اقلیم منطقه با استفاده از روش آمبرژه نیمه مرطوب – مرطوب سرد و متوسط بارش سالانه ۵۳۶ میلیمتر می‌باشد. میانگین دمای سالیانه و متوسط درازمدت درجه حرارت حداقل و حداکثر به‌ترتیب ۱۴/۶، ۶/۲ و ۲۳/۱ درجه سانتیگراد می‌باشد. بر این اساس، رژیم‌های رطوبتی و حرارتی خاک در منطقه به‌ترتیب زریک و مزیک می‌باشد. تشکیلات زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه شامل سازندهای آسماری ـ جهرم و گچساران است و گونه‌های مرتعی مهم منطقه را گون (*Astragalus adscendens*) و گونه بومادران (*Achillea millefolium*) به همراه گراس‌های یکساله تشکیل می‌دهند که اغلب با پراکنش زیاد و تراکم نسبتاً پایین در منطقه حضور دارند. اراضی زراعی نیز عمدتاً زیر کشت گندم دیم قرار داشته و در این اراضی از کودهای شیمیایی اوره و سوپر فسفات تریپل استفاده می‌گردد. لازم به توضیح است که بیش از ۲۰ سال از زمان تغییر کاربری اراضی مورد مطالعه به زراعت گذشته است (وثوقی هکانی، ۱۳۸۵).

به‌منظور بررسی تأثیر تغییر کاربری اراضی بر برخی شاخص‌های بیولوژیکی کیفیت خاک، دو نوع کاربری شامل مرتع طبیعی و مرتع به کشاورزی انتخاب گردید، از هر کاربری از دو عمق ۱۵ – ۰ و ۳۰ – ۱۵ سانتی‌متری و در هشت نقطه نمونه‌های خاک به صورت مرکب تهیه و پس از انتقال به آزمایشگاه هواخشک و از الک دو میلیمتری عبور داده شدند. ارتفاع تمامی نقاط مورد مطالعه از سطح دریا بین ۲۰۰۰ تا ۲۱۰۰ متر بوده و کلاس شیب آنها E (۱۲ تا ۲۵ درصد) تعیین گردید. تعدادی نمونه دست‌نخورده نیز توسط استوانه‌های نمونه‌برداری برای اندازه‌گیری وزن مخصوص ظاهری خاک برداشت شد.



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه و پراکندگی نقاط نمونه‌برداری (R: مرتع طبیعی، R to A: مرتع به کشاورزی)

بافت خاک به روش هیدرومتری، واکنش خاک (pH) و هدایت الکتریکی (EC) به‌ترتیب در گل و عصاره ۱:۱ خاک به آب توسط دستگاه pH متر و هدایت‌سنج الکتریکی اندازه‌گیری شد (Jackson, 1967). کربن آلی خاک به روش اکسایش تر (Walkley & Black, 1934) و نیتروژن کل به روش کجلدال اندازه‌گیری شد (Bremner & Mulvaney, 1934).

برای اندازه‌گیری تنفس میکروبی خاک، ابتدا ۵۰ گرم خاک مرطوب تازه به ظروف دربسته منتقل شد، سپس با اضافه کردن ۲۰ میلی‌لیتر محلول ۰/۵ نرمال سود به صورت جداگانه در ظروف حاوی خاک، نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۲۵ درجه سلسیوس در انکوباتور نگهداری شدند. در پایان مقدار CO_2 آزاد شده به روش تیتراسیون سود باقی مانده با اسید ۰/۲۵ نرمال اندازه‌گیری و میزان $C\text{-}CO_2$ بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم خاک خشک محاسبه گردید (Anderson, 1982; Vance *et al.*, 1987).

کربن زیست توده میکروبی به روش تدخین- استخراج اندازه‌گیری شد (Jenkinson & Ladd, 1981). به این منظور ۲۵ گرم خاک مرطوب از هر نمونه با کلروفرم به مدت ۲۴ ساعت تدخین داده شد. آنگاه کلروفرم نمونه‌ها با دادن خلأ حذف و خاک تدخین شده و تدخین نشده (یک قسمت) به صورت جداگانه با محلول سولفات پتاسیم ۰/۵ مولار (پنج قسمت) عصاره‌گیری و بعد به مدت ۳۰ دقیقه تکان داده و صاف شدند. پس از تنظیم pH نمونه‌ها با استفاده از سود و اسید کلریدریک در محدوده ۶/۵ تا ۶/۸، کربن آلی آنها به روش اکسایش‌تر (Walkley & Black, 1934) اندازه‌گیری شد.

نسبت میکروبی (MQ) نیز از حاصل تقسیم کربن زیست توده میکروبی به کربن آلی خاک محاسبه گردید. ضریب متابولیکی میکروبی (qCO_2) به صورت دی اکسیدکربن آزاد شده ناشی از تنفس هر واحد توده زنده میکروبی در واحد زمان محاسبه (Suman *et al.*, 2006) و بر حسب mgC-$CO_2 mg^{-1} MBC day^{-1}$ گزارش شد.

ذخیره کربن آلی کل در دو لایه سطحی و زیرسطحی خاک در هر دو کاربری مرتع طبیعی و زراعی با استفاده از رابطه ۱ محاسبه شد (Poplau & Don, 2013):

$$TSOC = SOC \times BD \times D \times 10^4 \qquad (۱)$$

که در این رابطه، (T SOC) ذخیره کربن آلی خاک بر حسب تن بر هکتار، (SOC) کربن آلی خاک بر حسب گرم بر کیلوگرم خاک، (BD) وزن مخصوص ظاهری خاک بر

حسب گرم بر سانتی‌مترمکعب و (D) عمق خاک بر حسب متر می‌باشد.

تجزیه‌وتحلیل آماری داده‌ها در قالب طرح کاملا تصادفی با استفاده از نرم‌افزار SAS نسخه شماره (۹/۱) انجام شد و برای مقایسه میانگین داده‌ها از آزمون توکی در سطح احتمال ۵ درصد استفاده شد. نمودارها نیز با استفاده از نرم‌افزار Originنسخه شماره ۷ ترسیم گردید. قابل ذکر است که برای اطمینان از نرمال بودن داده‌ها از آزمون Kolmogorov-Smirnov در محیط نرم‌افزار SPSS نسخه شماره ۱۶ استفاده شد.

نتایج

نتایج تجزیه واریانس برخی مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها در جدول ۱ نشان می‌دهد که اثر کاربری به‌جز درصد شن، اثر عمق به‌جز pH و اثر متقابل کاربری × عمق به‌جز EC، برای سایر خصوصیات مورد مطالعه در سطح احتمال ($P \leq ۰/۰۵$) معنی‌دار نیست. مقایسه میانگین اثر کاربری، عمق و کاربری × عمق نیز نشان می‌دهند که تغییر کاربری اراضی مرتعی به کشاورزی باعث کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک در هر دو لایه ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتیمتری خاک شده است (جدول ۲). نتایج این مطالعه حکایت از آن دارد که تغییر کاربری اراضی مرتعی به کشاورزی منجر به کاهش معنی‌دار میزان کربن آلی کل در هر دو لایه سطحی و زیر سطحی گردیده است. به گونه‌ای که پس از تبدیل مرتع طبیعی به کشاورزی میزان کربن آلی در لایه‌های ۱۵ – ۰ (۱۳/۲۹ به ۸/۴۷ گرم بر کیلوگرم) و ۳۰ – ۱۵ سانتیمتری خاک (۶/۵۵ به ۵/۲۸ گرم بر کیلوگرم) به میزان ۳۶ و ۱۹ درصد کاهش یافته است. همچنین، تغییرات میزان کربن زیست توده میکروبی در کاربری‌های مرتع طبیعی و مرتع به کشاورزی روندی مشابه با کربن آلی کل داشته است؛ به‌طوری‌که میزان کربن زیست توده میکروبی در لایه ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتیمتری خاک کاربری کشاورزی نسبت به مرتع طبیعی به میزان ۶۰ و ۷۱ درصد کاهش داشته است. در مقابل، میزان تنفس میکروبی خاک نسبت به سایر ویژگی‌های ذکر شده روند متفاوتی داشته و با تغییر کاربری اراضی مرتعی به کشاورزی به‌ترتیب به میزان ۲۳ و ۳۴ درصد در لایه‌های ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری افزایش یافته است.

نتایج مقایسات میانگین بین کاربری‌های کشاورزی و مرتع طبیعی برای پارامترهای نسبت میکروبی و ضریب متابولیکی در جدول ۲ آورده شده است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود با تغییر کاربری و تبدیل مرتع طبیعی به کشاورزی مقدار نسبت میکروبی به طور معنی‌داری کاهش یافته است. به گونه‌ای که در لایه‌های ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری کاربری کشاورزی نسبت به مرتع طبیعی به‌ترتیب به میزان ۳۷ و ۶۵ درصد کاهش داشته است. میزان ضریب متابولیکی میکروبی نیز با تغییر کاربری و تبدیل مرتع طبیعی به کشاورزی آن به‌طور معنی‌داری افزایش یافته است. به نحوی که این نسبت در کاربری کشاورزی نسبت به مرتع طبیعی در لایه‌های ۱۵ – ۰ و ۳۰ – ۱۵ سانتیمتری خاک به میزان ۳ تا ۴ برابر افزایش یافته است.

جدول ۱- نتایج تجزیه واریانس تأثیر تغییر کاربری اراضی بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی و بیولوژیکی خاک‌های مورد مطالعه

منبع تغییرات	درجه آزادی	pH	EC	Clay	Silt	Sand	SOC	BSR	MBC	MQ	qCO_2
کاربری	۱	۰/۰۲۵^{ns}	۰/۰۲۱^{ns}	۷۸/۱^{ns}	۲۷/۲^{ns}	۱۹۷/۵^{ns}	۷۴/۳***	۰/۰۴^{ns}	۳۷۴۱۱۲***	۰/۰۰۲۵۰***	۱۰/۱***
عمق	۱	۰/۲۴۱**	۰/۰۱۰^{ns}	۱۱۶/۳^{ns}	۳۳^{ns}	۲۵/۴^{ns}	۱۹۷/۲***	۰/۱۱^{ns}	۱۹۰۲۵۲***	۰/۰۰۰۰۵*	۲/۱**
کاربری×عمق	۱	۰/۰۰۴^{ns}	۰/۰۸۴^{ns}	۵/۳^{ns}	۰/۶^{ns}	۹/۶^{ns}	۲۵/۳***	۰/۰۲^{ns}	۱۸۶۱۴***	۰/۰۰۰۲۳***	۱/۵**
خطای کل (SE)		۰/۵۱	۰/۶۲	۸۹۹/۸	۱۰۲۰/۵	۱۲۴۸/۵	۱۲/۱	۰/۹	۱۴۹۲۲	۰/۰۰۰۳۰	۱/۲
ضریب تغییرات		۱/۹	۳۵/۶	۱۳/۷	۱۵/۹	۳۲/۲	۷/۸	۸/۳	۱۰/۲	۱۳	۲۲/۱

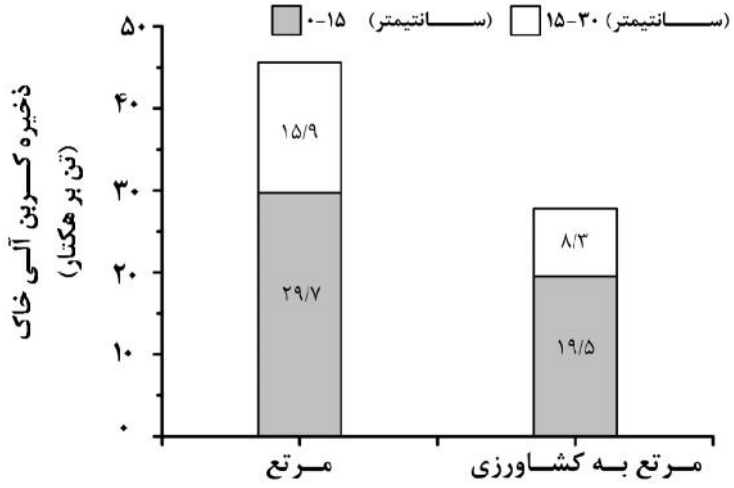
*معنی‌دار در سطح ۵ درصد، **معنی‌دار در سطح ۱ درصد، ***: معنی‌دار در سطح ۰/۱ درصد، ^{ns}: غیرمعنی‌دار

جدول ۲- مقایسه میانگین تأثیر تغییر کاربری بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی و بیولوژیکی خاک‌های مورد مطالعه

عمق	کاربری	pH	EC	Clay	Silt	Sand	SOC	BSR	MBC	MQ	qCO_2
cm			dSm^{-1}		%		$gkg1^{-1}$	$mgC\text{-}CO_2kg^{-1}day^{-1}$	$mgkg^{-1}$	$MgC\text{-}CO2\ g^{-1}C\text{-}mic\ Day^{-1}$	$mgC\text{-}CO_2mg^{-1}\ MBC\ day^{-1}$
۱۵-۰	مرتع طبیعی	/۱۶(۰/۱)b ۷	(۰/۰۳)a ۰/۳۷	(۳/۹)a ۴۰	(۴/۹)a ۳۹	a (۳/۰۶) ۱۹	۳(۰/۵۵)a ۱۳/	(۱۱/۹۶) a ۱۴۲/۳	/۴(۳۸/۵۵)a ۴۳۶	۰/۰۳(۰/۰۰۳۳)a	۰/۳ (۰/۰۳۶) c
	مرتع به کشاورزی	(۰/۱۳)ab ۷/۲۴	(۰/۱۱)a ۰/۴۲	(۵/۱)a ۳۸	(۵/۵)a ۳۸	(۴/۵)a ۲۳	(۱/۰۸)b ۸/۵	۱۷۶/۴(۶۴/۴۶) a	۱۷۱/۹(۶/۶۳)c	۰/۰۲(۰/۰۰۲) b	۱/۰(۰/۳۷) b
۳۰-۱۵	مرتع طبیعی	(۰/۰۷)a ۷/۳۵	a (۰/۲۴) ۰/۵۱	(۴/۲)a ۴۵	(۶/۸)a ۳۷	(۵/۹)a ۱۶	۶(۰/۳۴)c ۶/	۹۶/۱(۸/۳۴) a	/۹(۲۴/۲۴)b ۲۳۳	۰/۰۴ (۰/۰۰۵) a	۰/۴(۰/۰۶۸) c
	مرتع به کشاورزی	(۰/۱۹)a ۷/۳۸	(۰/۱۱)a ۰/۳۶	(۸/۲)a ۴۱	a (۱۰/۶) ۲۲	۱۰/۶)a ۲۲(	(۰/۳۷)d ۵/۳	۱۲۹/۲(۴/۴۶) a	۶۵/۹(۳/۶۳) d	۰/۰۱(۰/۰۰۱) c	۱/۹(۰/۱۵) a

میانگین‌های با حروف مشترک در هر ستون بر اساس آزمون توکی فاقد اختلاف معنی‌دار ($P > ۰/۰۵$) هستند. مقادیر انحراف استاندارد در داخل پرانتز نشان داده شده‌اند.

یافته‌های این مطالعه نشان می‌دهد که ذخیره و توزیع کربن آلی کل در لایه‌های مختلف خاک و کاربری‌های مختلف متفاوت بوده و بیشترین مقدار کربن آلی مربوط به لایه سطحی (۱۵ –۰ سانتیمتر) خاک مرتع طبیعی است (شکل ۲). بر این اساس، ذخیره کربن آلی خاک در مرتع طبیعی در هر دو لایه ۱۵ – ۰ و ۳۰ – ۱۵ سانتیمتری خاک ۲۹/۷، ۱۵/۹ تن بر هکتار به‌دست آمد که با تغییر کاربری به کشاورزی ذخیره کربن آلی خاک (۱۹/۵، ۸/۳ تن برهکتار) به میزان ۳۴ و ۴۷ درصد کاهش یافته است.



شکل ۲- تأثیر تغییر کاربری اراضی بر ذخیره کربن آلی خاک در اعماق مختلف

جدول ۳ رابطه همبستگی بین خصوصیات خاک و پارامترهای بیولوژیکی مورد مطالعه را نشان می‌دهد. همان‌گونه که مشاهده می‌گردد بین کربن زیست توده میکروبی و محتوای کربن آلی خاک (r=۰/۸۸) و همچنین نسبت میکروبی و کربن زیست توده میکروبی (r=۰/۷۷) ارتباط مثبت و معنی‌داری وجود دارد. اما بین ضریب فعالیت

میکروبی و مقدار کربن آلی خاک (r= −۰/۸۷) و کربن بیومس میکروبی (r=−۰/۸۱) رابطه معنی‌دار معکوسی دیده می‌شود. اما بین خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها و پارامترهای مورد مطالعه ارتباط معنی‌داری دیده نمی‌شود.

جدول ۳- ضرایب همبستگی پیرسون (r) بین خصوصیات فیزیکی و شیمیایی و برخی شاخص‌های بیولوژیکی خاک‌های مورد مطالعه

	pH	EC	Clay	Silt	Sand	SOC	MBC	BSR	MQ	qCO_2
pH	۱									
EC	−۰/۱۶	۱								
Clay	۰/۱۷	۰/۰۶	۱							
Silt	−۰/۵۱**	۰/۱۲	−۰/۳۲	۱						
Sand	۰/۲۹	−۰/۱۵	−۰/۵۸***	−۰/۵۷***	۱					
SOC	−۰/۵۱**	−۰/۱۳	−۰/۱	۰/۱۴	−۰/۰۳	۱				
MBC	−۰/۴۷**	۰/۰۰۹	−۰/۰۳	۰/۲۴	−۰/۱۸	۰/۸۸***	۱			
BSR	−۰/۲۱	۰/۰۵	−۰/۱۶	−۰/۰۹	۰/۲۲	۰/۱۲	۰/۰۴	۱		
MQ	−۰/۲۶	۰/۲۸	−۰/۰۹	۰/۲۶	−۰/۳	۰/۴۲*	۰/۷۷***	−۰/۱۴	۱	
qCO_2	۰/۳۲	−۰/۱۴	−۰/۰۷	−۰/۲۵	۰/۲۸	−۰/۶۳***	−۰/۸۱***	۰/۳۳	−۰/۸۷***	**۱**

*معنی‌دار در سطح ۵ درصد، **معنی‌دار در سطح ۱ درصد، ***: معنی‌دار در سطح ۰/۱ درصد

بحث

همان‌طور که نتایج نشان می‌دهد کاربری کشاورزی نسبت به مرتع طبیعی دارای وزن مخصوص ظاهری کمتری است (جدول ۲). کاهش جرم مخصوص ظاهری در کاربری کشاورزی را می‌توان به انجام عملیات خاک‌ورزی نسبت داد. با انجام عملیات خاک‌ورزی و تخریب کلوخه‌های ایجاد شده در نتیجه کشت و کارهای قبلی میزان منافذ بین ذرات خاک افزایش یافته و از آنجایی که مقدار جرم مخصوص حقیقی خاک تقریباً ثابت است، در نتیجه تغییر کاربری اراضی تغییری نمی‌کند، در نتیجه با انجام عملیات خاک‌ورزی و افزایش تخلخل خاک جرم مخصوص ظاهری در خاک‌های کشاورزی کاهش می‌یابد. این نتایج با نتایج Ferras و همکاران (۲۰۰۰)، Celik (۲۰۰۵) و کاشی و همکاران (۱۳۹۰) مطابقت دارد که کاهش معنی‌دار وزن مخصوص ظاهری خاک را در اراضی کشاورزی نسبت به اراضی بکر گزارش کردند. همچنین، نتایج حکایت از آن دارد که تغییر کاربری اراضی از مرتع طبیعی به زراعت باعث هدررفت کربن آلی شده است (جدول ۲). این مقدار هدر رفت کربن با یافته‌های Solomon و همکاران (۲۰۰۰) مطابقت دارد. آنان گزارش کردند که با تبدیل جنگل طبیعی به اراضی زراعی در مناطق نیمه‌خشک مقدار کربن آلی خاک ۵۶ درصد کاهش یافته است. Ayoubi و همکاران (۲۰۱۱) نیز بیان کردند که قطع درختان جنگلی در اراضی لسی استان گلستان و تغییر کاربری این اراضی به کشاورزی در مدت ۴۰ سال گذشته منجر به کاهش ۷۱/۵ درصدی ماده آلی در خاک‌های این مناطق شده است. Li و همکاران (۲۰۱۲) نیز در مغولستان گزارش کردند که تخریب مراتع بر تراکم کربن آلی خاک اثرگذار است. کشت و کار و تخریب خاکدانه‌ها موجب کاهش حفاظت فیزیکی مواد آلی شده، در نتیجه مواد آلی در معرض تجزیه میکروبی قرار می‌گیرند.

از آنجایی که فعالیت جامعه میکروبی خاک بشدت وابسته به میزان کربن آلی خاک می‌باشد، از این‌رو هرگونه تغییر در میزان کربن آلی خاک بر کربن زیست توده میکروبی نیز اثرگذار است (Shahriari Geraei *et al.*, 2016). این مطالعه نشان می‌دهد که روند تغییرات کربن آلی خاک و مقدار کربن زیست توده میکروبی یکسان است و همبستگی

مثبتی با هم دارند (جدول ۳)، یعنی با افزایش کربن آلی در خاک میزان زیست توده میکروبی نیز افزایش می‌یابد. براین اساس تخریب مراتع ذخایر ماده آلی خاک را کاهش داده و منجر به کاهش کربن زیست توده میکروبی شده است. محققان متعددی نیز نشان داده‌اند که خاک‌های اکوسیستم‌های زراعی به دلیل ورود کم بقایا و تنوع کم مواد آلی حاوی مقادیر کمتری کربن زیست توده میکروبی و فعالیت میکروبی در مقایسه با اکوسیستم‌های مرتعی و جنگلی می‌باشند (Sicardi *et al.*, 2004). مراتع طبیعی نسبت به خاک‌های زراعی دارای بقایای بیشتر و در نتیجه کربن زیست توده میکروبی بیشتری می‌باشند. در خاک‌های مراتع احتمالاً توزیع ریشه گیاهانی که به راحتی تجزیه می‌شوند منبعی برای کربن مورد نیاز ریزجانداران است، از این‌رو دارای فعالیت میکروبی و زیست‌توده بیشتری هستند. Ayoubi و همکاران (۲۰۱۴) در مطالعه خود در استان چهارمحال و بختیاری در غرب ایران گزارش کردند که در تمام موقعیت‌های شیب، کربن زیست توده میکروبی در خاک‌های مرتع طبیعی بیشتر از کاربری‌های تحت کشت بوده است.

این پژوهش با این واقعیت منطبق است که خاک‌های کشاورزی اغلب انتشار CO_2 بیشتری نسبت به خاک‌های تحت پوشش گیاهی طبیعی داشته‌اند (شکل۲). شخم و شیار در خاک‌های کشاورزی موجب افزایش تهویه شده و فرایند اکسیداسیون کربن آلی را افزایش می‌دهد. از این‌رو میزان کربن خروجی نسبت به کربن ورودی بیشتر بوده و مقدار کربن در این خاک‌ها کاهش می‌یابد (Beheshti *et al.*, 2011). طی مطالعات Iqbal و همکاران (۲۰۱۰ و ۲۰۰۸) افزایش معنی‌دار انتشار CO_2 از خاک در نتیجه تبدیل اراضی جنگلی به اراضی کشاورزی مشاهده شده است. آنان همچنین گزارش کردند که انتشار CO_2 از خاک در باغ شخم خورده در مقایسه با باغ شخم نخورده بیشتر است. Khormali و Shamsi (۲۰۰۹) بیان کردند که تغییر کاربری اراضی جنگلی به زراعی باعث کاهش میانگین تنفس میکروبی به مقدار ۲۴/۴۸ درصد در لایه ۰-۳۰ سانتیمتری خاک گردید.

همان‌طور که مشاهده می‌شود نسبت میکروبی در کاربری کشاورزی به میزان قابل توجهی کمتر از مرتع طبیعی بوده است (جدول ۲). همبستگی مثبت بین نسبت میکروبی و کربن آلی خاک (جدول ۳) نشان می‌دهد که افزایش کربن آلی خاک موجب بهبود وضعیت میکروبی و سهم میکروبی خاک می‌شود. به عبارت دیگر این نسبت نشان می‌دهد که توده میکروبی در خاک‌های کشت شده به ازای هر واحد کربن آلی مقدار بیشتری از کربن آلی خاک را معدنی کرده و به گاز کربنیک تبدیل کرده است (Anderson, 2003). محققان متعددی نیز نشان داده‌اند که در اثر تغییرات مدیریتی در خاک، کربن زیست توده میکروبی پاسخ سریع‌تری نسبت به ماده آلی خاک نشان می‌دهد، زیرا پاسخ ماده آلی خاک به این تغییرات نسبتاً کندتر است (Moscatelli *et al.*, 2005)، از این‌رو نسبت کربن زیست توده میکروبی به کربن آلی خاک (Cmic/Corg) شاخص مناسبی برای ارزیابی این تغییرات می‌باشد. همچنین با توجه به نتایج همبستگی در جدول ۳ مشاهده می‌شود که همبستگی منفی بین ضریب فعالیت متابولیکی با کربن آلی خاک، کربن زیست توده میکروبی و نسبت میکروبی وجود دارد، زیرا در صورت کاهش کربن آلی، کربن زیست توده میکروبی خاک کاهش یافته و میزان تنفس میکروبی در شرایط تنش افزایش می‌یابد که نشان‌دهنده کاهش کیفیت خاک است. Beheshti **و** همکاران (۲۰۱۱) گزارش کردند که ضریب فعالیت متابولیکی میکروبی در خاک‌های کشت شده در مقایسه با خاک‌های بکر مرتعی بیشتر است. Eleftheriadis و همکاران (۲۰۱۴) نیز گزارش کردند که تغییر کاربری اراضی (جنگل به کشاورزی) موجب افزایش ضریب متابولیکی (qCO_2) و کاهش نسبت کربن زیست توده به کربن آلی خاک (Cmic/Corg) شده است.

به‌طور کلی خاک‌های مرتعی دارای ذخیره کربن آلی بیشتری نسبت به کاربری کشاورزی بودند (شکل ۲)، کشت و کار موجب هدر رفت بخش قابل توجهی از کربن آلی خاک گردید. همچنین کاهش ذخیره کربن آلی در لایه ۳۰-

۱۵ سانتی‌متری نسبت به ۱۵-۰ سانتی‌متری خاک در کاربری‌های مورد مطالعه به دلیل کاهش ورود بقایای گیاهی در این لایه‌ها نسبت به لایه‌های سطحی‌تر است (Jobbagy & Jackson, 2000). از آن جایی که ذخیره کربن آلی در خاک به مقدار کربن آلی و وزن مخصوص ظاهری خاک بستگی دارد (رابطه ۱)، بنابراین می‌توان گفت یکی دیگر از دلایل کاهش ذخیره کربن آلی در لایه ۳۰-۱۵ سانتیمتری در کاربری کشاورزی به کاهش جرم مخصوص ظاهری این لایه مربوط است. کاربری زمین و روش‌های مدیریتی خاک دینامیک کربن آلی خاک و شار کربن از خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Post & Kwon, 2000). در شرایط طبیعی بین ورودی‌های کربن و هدررفت آن در اکوسیستم‌های دست‌نخورده و بکر تعادل وجود دارد (Raich & Schlesinger, 1992)، البته به هم زدن این تعادل منجر به هدررفت کربن خاک خواهد شد. این نتایج با مشاهدات Yang و همکاران (۲۰۰۴) مطابقت دارد. آنان مشاهده کردند که تبدیل جنگل طبیعی به اراضی زراعی به‌ترتیب منجر به کاهش ٪۳۴ – ٪۲۳ و ٪۳۲ – ٪۲۰ در مقادیر ذخایر کربن و نیتروژن خاک شده بود. Don و Peoplau (۲۰۱۳) نیز گزارش کردند که تبدیل مرتع به کاربری زراعی موجب کاهش ذخیره کربن آلی خاک به میزان ۵ ± ۲۳ (تن کربن بر هکتار) می‌شود. Beruer و همکاران (۲۰۰۶) نیز نشان دادند که اختلاف متوسط ذخیره کربن برای اراضی زراعی و مرتعی حدود ۲۲ (تن بر هکتار) در لایه ۲۰ سانتیمتری سطح خاک می‌باشد.

در یک نتیجه‌گیری کلی می‌توان بیان کرد که تغییر کاربری اراضی از مرتع به کشاورزی منجر به کاهش معنی‌دار ذخیره کربن آلی و برخی صفات بیولوژیکی خاک شده است. مشاهده شد که پس از گذشت بیش از ۲۰ سال از تبدیل مرتع به کشاورزی به دلیل کاهش ورود بقایای گیاهی به خاک میزان تنش زیستی در خاک افزایش یافته است، به گونه‌ای که کربن زیست توده میکروبی نسبت به کربن آلی کل تغییرات قابل توجهی دارد، که منجر به کاهش معنی‌دار نسبت میکروبی در مقایسه با مرتع طبیعی شده است. اراضی کشاورزی بدلیل شخم مکرر موجب افزایش تنفس میکروبی به‌منظور تأمین انرژی مورد نیاز خود شده که درنتیجه آن کربن خروجی از خاک به‌صورت CO_2 افزایش یافته است. برای این منظور جهت رفع محدودیت‌های موجود راهکارهای مدیریتی و بیولوژیکی در منطقه مورد مطالعه ضروری می‌باشد که از آن جمله می‌توان به واگذاری مراتع در قالب طرح‌های مرتع‌داری و احیای مراتع اشاره کرد.

منابع مورد استفاده

کاشی، ح.، قربانی، ه.، امامقلی زاده، ص.، هاشمی، ع.، ۱۳۹۰. اثر تغییر کاربری اراضی بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک (مطالعه‌ی موردی اراضی پخش سیلاب قوشه و زمین‌های زراعی مجاور آن واقع در استان سمنان). علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک، ۶۷: ۱۸۷-۱۹۹.

وثوقی هکانی، ع.، ۱۳۸۵. مطالعات تفضیلی اجرائی آبخیزداری زیر حوزه رکعت از حوزه سد کارون۳. سازمان جهاد کشاورزی استان خوزستان، مدیریت آبخیزداری.

-Anderson ,J. P. E.1982., Soil respiration: 831-871. In: Page, A.L. and Miller, R.H. (Eds.). Methods of soil analysis, Part2: Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.

-Anderson,T. H., 2003. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. Agriculture, Ecosystems & Environment. 98: 285-293.

- Ayoubi, S., Khormali, F., Sahrawat, K. L. and Rodriguesde-lima, A. C., 2011. Assessing impact of land use change on soil quality indicators in a loessial soil in Golestan province, Iran. Journal of Agricultural Sciences and Technology, 13: 727-742.

- Ayoubi, S., Emami, N., Ghaffari, N., Honarjoo, N. and Sahrawat, K. L., 2014. Pasture degradation effects on soil quality indicators at different hillslope positions in a semiarid region of western Iran. Environmental Earth Sciences, 71: 375–381.

-Beheshti, A., Raiesi, F. and Golchin., A., 2011. The Effects of Land Use Conversion from Pasturelands to Croplands on Soil Microbiological and Biochemical Indicators. Journal of Water and Soil, 25(3): 548-562.

-Bredja, J. J., Moorman, T. B., Karlen, D. L. and Dao, T. H., 2000. Identification of regional soil quality factors and indicators, Central and Southern High

biomass in soil: measurement and turnover: 415–57. In: Paul, E.A. and Ladd, J. N., (Eds.). Soil Biochemistry. Marcel Dekker, New York.

-Jobbagy, E. G., Jackson, R. B., 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. Ecological Applications 10: 423–436.

-Khormali, F. and Shamsi, S., 2009. Study of soil quality and micromorphology at different sloped loess land use in the eastern of Golestan province. Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources, 16: 14-29.

-Lal, R., 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO2-enrichment. Soil Tillage & Research, 43: 81–107.

-Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science, 304: 1623–1627.

-Li, B., Tang, H., Wu, L., Li, Q. and Zhou, C., 2012. Relationships between the soil organic carbon density of surface soils and the influencing factors in differing land uses in Inner Mongolia. Environmental Earth Sciences, 65:195–202.

-Moscatelli,M. C., Lagomarsino, A., Marinari, S., DeAngelis, P. and Grego, S., 2005. Soil microbial indices as bioindicators of environmental changes in a poplar plantation. Ecological indicators, 5: 171–179.

-Murty, D., Kirschbaum, M. U., McMurtrie, R. E. and Mcgilvray, H., 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. Global Change Biology, 8: 105-123.

-Ndiay, E. L., Sandeno, J. M., McGrath, D. and Dick, R. P., 2000.Integrative biological indicators for detecting change in soil quality. American Journal of Alternative Agriculture, 15:20-36.

-Parras-Alcántara, L., Martín-Carrillo, M. and Lozano-García, B., 2013. Impacts of land use change in soil carbon and nitrogen in a Mediterranean agricultural area (Southern Spain). Solid Earth, 4: 167–177.

-Poeplau, C. and Don, A., 2013. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. Geoderma, 192: 189–201.

-Post, W. M. and Kwon, K. C., 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. Global Change Biology, 6: 317-327.

-Powlson, D.S., Whitmore, A.P. and Goulding, K. W. T., 2011. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. European Journal of Soil Science, 62: 42-55.

-Raich, J. W. and Schlesinger, W. H., 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its Plains. Soil Science Society of America Journal, 64: 2115–2124.

-Bremner, J. M. and Mulvaney, C. S., 1982. Total Nitrogen: 595-624. In: Page, A.L. and Miller, R.H. (Eds.). Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.

-Breuer, L., Huisman, J. A., Keller, T. and Frede, H. G., 2006. Impact of a conversion from cropland to grassland on C and N storage and related soil properties: analysis of a 60-year chronosequence. Geoderma, 133 (1–2): 6–18.

-Celik, I., 2005. Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. Soil & Tillage Research, 83: 270-277.

-Eleftheriadis, A. and Turrión, M. B., 2014. Soil microbiological properties affected by land use, management, and time since deforestations and crop establishment. European Journal of Soil Biology, 62: 138-144.

-Ferras, L. A., Costa, J. L., Garcia, F.O. and Pecorari, C., 2000. Effect of no tillage on some soil physical properties of a structural degraded petrocalcic paleudoll of southern Pampa of Argentina. Soil &Tillage Research, 54: 31-39.

-Golchin, A. and Asgari, H., 2008. Land use effects on soil quality indicators in northeastern Iran. Australian Journal of Soil Research, 46: 27–36.

-Gregorich, E. G., Greer, K. J., Anderson, D. W. and Liang, B. C., 1998. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. Soil &Tillage Research, 47: 291–302.

-Guo, L. B. and Gifford, R. M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a metal analysis. Global Change Biology 8: 345–360.

-Iqbal, J., Ronggui, H., Lijun, D., Lan, L., Shan, L., Tao, C. and Leilei, R., 2008. Differences in soil CO_2 flux between different land use types in mid-subtropical China. Soil Biology and Biochemistry, 40: 2324–2333.

-Iqbal, J., Ronggui, H., Feng, M., Lin, S., Malghani, S. and Mohamed Ali, I., 2010. Microbial biomass, and dissolved organic carbon and nitrogen strongly affect soil respiration in different land uses: A case study at Three Gorges Reservoir Area, South China. Agriculture, Ecosystems and Environment, 137: 294–307.

-Islam K. R. and Weil, R. R., 2000. Soil quality indicator properties in mid- Atlantic soils as influenced by conservation management. Soil and Water Conservation Journal, 55: 69–78.

-Jackson, M. L., 1967. Soil Chemical Analysis. Prentice Hall of India, New Delhi.

-Jenkinson, D. S. and Ladd, J. N., 1981. Microbial

relationship to vegetation and climate. Tellus B, 44: 81–99.

-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, Ecosystem and Environment, 12: 309–318.

-Saggar, S., Yeates, G.W. and Sheperd, T.G., 2001. Cultivation effects on soil biological properties, microfauna and organic matter dynamics in Eutric Gleysol and Gleyic Luvisol soils in New Zealand. Soil &Tillage Research, 58: 55-68.

-Schuman, G. E., Janzen, H. H. and Herrick, J. E., 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. Environmental Pollution, 116: 391–396.

-Solomon, D., Lehmann, J. and Zech, W., 2000. Land use effects on soil organic matter properties of chromic luvisols in the semiarid tropics: carbon, nitrogen, lignin and carbohydrates. Agriculture, Ecosystem and Environment, 78: 203–213.

-Sicardi, M., Garcia-Prechac F. and Frioni L., 2004. Soil microbial indicators sensitive to land use conversion from pastures to commercial Eucalyptus grandis (*Hill ex* Maiden) plantations in Uruguay. Applied Soil Ecology, 27: 125–133.

- Shahriari Geraei, D., Hojati, S., Landi, A. and Faz Cano, A., 2016. Total and labile forms of soil organic carbon as affected by land use changes in southwestern Iran. Geoderma Regional, 7: 29-37.

-Sollins, P., Spycher, G. and Topik, C., 1983. Processes of soil organic-matter accretion at a Mudflow Chronosequence, Mt .Shasta, California. Ecology, 64: 1273-1282.

-Suman, A., Lal, M., Singh, A.K. and Gaur, A., 2006. Microbial biomass turnover in Indian subtropical soils under different sugarcane intercropping systems. Agronomy Journal, 98: 698–704.

-Turco, R. F., Kennedy, A. C. and Jawson, M. D., 1994. Microbial indicators of soil quality: 73–90. In: Doran, J.W., Coleman, D. C., Bezdicek, D. F and Stewart, B. A. (Eds.). Defining Soil quality for a sustainable environment. Soil Science Society of America Special Publication, Number 35, Madison, Wisconsin, USA.

-Vagen,T. G., Andrianorofanomezana, M. A. A. and Andrianorofanomezana, S., 2006. Deforestation and cultivation effects on characteristics of Oxisols in the highlands of Madagascar. Geoderma, 131: 190-200.

-Vance,W. H., Brookes, P. C. and Jenkinson, D. J.,1987.An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biology and Biochemistry, 19: 703–707.

-Walkley, A. and Black, I. A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science, 37: 29–38.

-Wardle, D. A., 1992. A comparative-assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society, 67: 321–358.

Effects of land use change on C stock and some biological characteristics of soils in parts of Rakaat watershed, east of Khuzestan province

P. Heidari[1], S. Hojati[2*], N. Enayatizamir[3], and A. Rayatpisheh[4]

1- M.Sc. Student, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shahid Chamran University, Ahvaz, Iran

2*- Corresponding author, Associate Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shahid Chamran University, Ahvaz, Iran, Email: s.hojati@scu.ac.ir

3-Associate Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shahid Chamran University, Ahvaz, Iran

4- Senior Expert, Department of Natural Resources and Watershed Management of Khuzestan Province, Ahvaz, Iran

Received:2/16/2016 Accepted:9/19/2016

Abstract

Soil is a major reservoir of terrestrial carbon, but human activities around the world including land use change lead to a significant emission of carbon from the soil. It seems that soil organic carbon has been significantly decreased due to the land use changes over the last century in Iran. Therefore, the objective of this study was to investigate the effect of land use change (rangeland to agriculture) on organic carbon stock and some biological indices of soil quality (soil organic carbon (SOC), basal soil respiration (BSR), microbial biomass carbon (MBC), microbial quotient (MQ), and metabolic coefficient (qCO_2) in east of Khuzestan province. Soil samples were collected in eight replicates and two depths (0-15 and 15-30 cm) in both land uses. Results showed that except qCO_2, the amount of TOC, MBC, and MQ in agricultural use decreased significantly as compared to rangeland. According to the results, C stock of agricultural lands in 0-15 and 15-30 cm layers was 19.5 and 8.3 $Mgha^{-1}$, showing 34 and 47 percent decrease when compared to natural rangeland with 29.7 and15.9 $Mgha^{-1}$ C stock. The SOC content in 0-10 cm soil layers of agricultural use and natural rangeland was (8.47 and 5.28 gKg^{-1}) and (13.29, 6.55 gKg^{-1}), respectively, demonstrating 60 and 71 percent reduction in agricultural lands. In addition, in 0-15 and 15-30 cm layers of agricultural lands, MBC (60 and 71 percent), MQ (37 and 65 percent) showed reduction and qCO_2 increased 3-4 times when compared to natural rangeland. Results show that agricultural activities lead to considerable loss in total organic carbon and half of organic carbon stock in the soil. Limitation of organic carbon in agricultural land use makes noticeable reduction in MBC than other properties. Thus, it can be used as a suitable indicator for monitoring changes of organic carbon in the soil.

Keywords*:* Carbon stock, land use, microbial biomass, rangeland, respiration.