نشریه دانش آب و خاک / جلد 26 شماره 2/1 صفحه‌های 141 تا 153/ سال 1395

تأثیر کاربری‌های کشاورزی، باغ و جنگل بر شاخص کیفیت خاک در استان آذربایجان‌غربی

میرحسن رسولی صدقیانی[1*] ، فاطمه شیخلو [2]

تاریخ دریافت: 93/03/10 تاریخ پذیرش: 94/11/12

[1] - دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

[2] - دانشجوی سابق کارشناسی ارشد، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

[*] مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: m.rsadaghiani@urmia.ac.ir

چکیده

کاربری اراضی تأثیر چشمگیری بر ویژگی‌های خاک‌ها داشته و آگاهی از این ویژگی‌های برای حفظ پایداری زیست‌بوم و افزایش بهره‌وری خاک ضروری است. در این تحقیق اثر کاربری زراعی، باغ سیب و جنگل بلوط (باسابقه بیش از 30 سال) بر خواص شیمیایی برخی خاک‌ها در استان آذربایجان‌غربی موردبررسی قرار گرفت. برای انجام این مطالعه، در مجموع 75 نمونه خاک در کاربری‌های مختلف به‌صورت کاملاً تصادفی از عمق سطحی 20-0 سانتی‌متری برداشت و برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک‌ها اندازه‌گیری و شاخص کیفیت خاک (SQI) در کاربری‌های مختلف تعیین گردید. نتایج نشان داد که میزان مواد آلی (2/8%) و نیتروژن کل خاک (0/20%) در کاربری جنگل بیشتر از دو کاربری باغ و زراعت بود. فسفر قابل‌استفاده در خاک کاربری باغ (16/2میلی‌گرم بر کیلوگرم) بیشتر از خاک کاربری زراعی (12/6میلی‌گرم بر کیلوگرم) و آن نیز بیشتر از خاک کاربری جنگل (10/6میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود که می‌تواند نشان‌دهنده مصرف مقادیر بالای کودهای فسفاته در کاربری باغ نسبت به بقیه کاربری‌ها باشد. مقادیر واکنش خاک، هدایت الکتریکی و میزان کربنات کلسیم معادل در خاک کاربری جنگل نسبت به مقادیر آن‌ها در خاک کاربری‌های زراعی و باغی کمتر بودند. نتایج ارزیابی شاخص کیفیت خاک (SQI) نشان داد شاخص‌های مواد آلی، pH و فسفر قابل‌استفاده به‌عنوان MDS، بالاترین تأثیر را در ارزیابی کیفیت خاک‌های موردمطالعه داشتند. شاخص کیفیت خاک در خاک‌های جنگلی (1/4) به‌طور معنی‌داری بالاتر از کاربری باغی (1/3) و زراعی (1/2) بود. چنین استنباط می‌گردد تأثیر کاربری‌های موردمطالعه بر ویژگی‌های کیفی خاک می‌تواند به‌واسطه میزان ورودی مواد آلی و فعالیت‌های کشت و کار تشدید گردد.

واژه‌های کلیدی: باغ، جنگل، زراعی، شاخص کیفیت خاک، کاربری اراضی

Effects of Agronomic, Orchard and Forest Land Uses on Soil Quality Index (SQI) in West Azerbaijan Province

MH Rasouli-Sadaghiani [*1], F Sheikhlou [2]

Received: 31 May 2014 Accepted: 01 February 2016
[1-] Assoc. Prof., Dept. of Soil Sci., Urmia University, Iran
[2-] Former M.Sc. Student, Dept. of Soil Sci., Urmia University, Iran
[*] Corresponding Author, Email: m.rsadaghiani@urmia.ac.ir

Abstract

Land use has considerable effect on soil properties and awareness of these properties is necessary to preserve ecosystem stability and increase the soil productivity. In this study, the effects of agronomic (alfalfa and wheat), orchard (apple) and forest (chestnut) land uses (over 30 years) on soil chemical properties in West Azerbaijan province were evaluated. About 75 soil samples were randomly collected from surface soil of each land use for the depth of 0-20 cm and some of their chemical properties as well as the soil quality index (SQI) of the soil of each land use were determined. Results showed that the soil organic carbon (2.8%) and total nitrogen (0.20%) in forest land use were significantly higher than those in the other land uses. Available phosphorous in the soil of the apple orchards (16.2 mg kg^{-1}) was higher than those in the soils of the agronomic (12.6 mg kg^{-1}) and forest (10.6 mg kg^{-1}) land which can be attributed to the high phosphorous fertilizer application in the orchards. The amounts of pH, EC and $CaCO_3$ in soil of the forest land use were less than those in soils of the other land uses. Assessment of soil quality index (SQI) showed that organic carbon, pH and available phosphorous as minimum data set (MDS) had the highest effect on quality of studied soils. Soil quality index in the forest land use (1.4) was significantly higher than those in the orchard (1.3) and agronomic (1.2) land uses. It is concluded that the land use effects on the soil qualitative propertise can be intensified with the organic matter input rates and tillage activities.

Keywords: Agronomic, Forest, Land use, Orchard, Soil quality index

مقدمه

دیر زمانی است که بشر از اکوسیستم‌های طبیعی بهره‌برداری می‌نماید و همواره به‌دنبال تداوم و افزونی بهره‌وری بوده است. اما بهره‌برداری‌های نابخردانه در قرن‌های اخیر و بروز فاجعه‌های عظیم زیست‌محیطی، انسان قرن حاضر را وادار به درک بهتر و عمیق‌تر روابط اجزای اکوسیستم‌ها و شاخص‌های ظرفیت اکوسیستم‌ها در مقابله با اختلالات زیست‌محیطی نموده است. توانایی دائم یک خاک در انجام وظایف خود به‌عنوان یک سیستم حیاتی زنده در داخل اکوسیستم و تحت بهره‌برداری‌های متفاوت است را به ترتیبی که علاوه بر حفظ حاصلخیزی بیولوژیکی، بتواند کیفیت آب‌وهوا را بهبود بخشیده و همچنین تأمین‌کننده سلامت انسان، حیوان و گیاه باشد (دوران و پارکین 1994)، کیفیت خاک می‌گویند. نوع کاربری اراضی، عموماً ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و لذا کیفیت آن را تحت تأثیر قرار می‌دهد. کیفیت خاک دارای دو جنبه

هست: کیفیت ذاتی[1] که توانایی طبیعی خاک در انجام وظایف خود (تولید بیولوژیک، بهبود کیفیت آب‌وهوا و تأمین سلامت گیاه، انسان و حیوان) را نشان می‌دهد و به خاک‌سازی و عوامل مؤثر بر آن بستگی داشته و تحت تأثیر مدیریت خاک قرار نمی‌گیرد و کیفیت پویای خاک[2] که وابسته به نوع مدیریت خاک است (کارتنر و گریگوریچ 1997). کیفیت خاک را به‌طور مستقیم نمی‌توان اندازه‌گیری کرد، بلکه بسته به مقیاس و اهداف پژوهش با اندازه‌گیری چند شاخص قابل ارزیابی است. پیرس و همکاران (1983) شاخص میزان ماده آلی را معمول‌ترین شاخص تخمین کیفیت خاک می‌دانند.

فعالیت‌های کشاورزی به‌ویژه خاک‌ورزی شدید و بی‌رویه در کاربری‌های زراعی و باغ، شرایط فیزیکی و شیمیایی خاک را تغییر و موجب تحریک و افزایش فعالیت‌های میکروبی و تجزیه بیشتر بقایای گیاهی می‌گردد (سیکس و همکاران 2000). عملیات شخم در کشاورزی سنتی، فعالیت‌های میکروبی را با تخریب خاکدانه‌ها و تأمین اکسیژن لازم برای تجزیه بیولوژیکی مواد آلی تشدید می‌کند (کندی و پاپندیک 1995). جهت حفظ حاصلخیزی و افزایش بهره‌وری خاک در کشاورزی پایدار، آگاهی از تأثیر کاربری اراضی بر خصوصیات مختلف خاک ضروری هست. در مطالعه‌ای کیزیلکایا و دنگی (2010) اثرات کاربری اراضی و پوشش زمین بر روی برخی ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و فعالیت آنزیمی خاک را مطالعه نمودند. در این تحقیق ویژگی‌های چهار پدون مختلف که در سه نوع کاربری جنگل طبیعی، مرتع و مزارع کشت‌شده قرار داشتند، موردبررسی قرار گرفت. ویژگی‌های موردبررسی شامل برخی آنزیم‌های برون‌سلولی، مواد آلی، جرم مخصوص ظاهری، تخلخل کل، آهک، EC، pH، هدایت هیدرولیکی و پایداری خاکدانه بودند. نوع کاربری و عملیات خاک‌ورزی متوالی منجر به کاهش معنی‌دار ماده آلی، تخلخل کل، ازت کل و پایداری خاکدانه‌های خاک و افزایش جرم مخصوص ظاهری شده، همچنین تغییر مقدار ماده آلی، تغییر در فعالیت‌های آنزیمی در داخل پروفیل خاک را به‌دنبال داشته است. در اکوسیستم‌های کشاورزی بقایایی که تجزیه می‌شوند، برگ، ساقه و ریشه گیاهان زراعی هستند که بعد از جمع‌آوری محصول در خاک باقی‌مانده‌اند. ممکن است بقایای گیاهی سالانه به چند مگاگرم در هکتار برسند که با گذشت زمان به‌طور کامل وارد خاک می‌شوند. ریشه‌ها به‌دلیل موقعیت‌شان نسبت به تجزیه بسیار حساس‌تر هستند. حتی در طی رشد نیز ریشه‌ها موادی را ترشح و یکسری مواد سلولی را آزاد می‌کنند که همانند بقایای ریشه که بعد از برداشت محصول باقی می‌ماند، به‌عنوان منبع کربنی برای جمعیت‌های میکروبی مطرح است. در اکوسیستم‌های طبیعی، بقایای گیاهی که دستخوش تجزیه می‌شوند، عمدتاً از علفزارهای بومی و پوشش جنگلی هستند. در یک علفزار بومی، بقایای گیاهی در طی سالیان متمادی در سطح زمین تجمع پیدا می‌کنند. به‌علاوه، سالیانه بقایای زیرسطحی قابل‌توجهی از سیستم‌های ریشه‌ای به‌جا گذاشته می‌شود که این بقایای گیاهی ممکن است در طی دوره‌های ناشی از سرما یا خشکی با فعالیت میکروبی پایین حاصل‌شده باشند. در اکوسیستم‌های جنگلی نیز لاشبرگ‌ها و دیگر بقایای گیاهی به سطح خاک می‌افتند و لایه‌هایی را تشکیل می‌دهند که بعداً در آن‌ها تجزیه رخ می‌دهد. معمولاً محققان رابطه خطی مثبتی بین مقدار ماده آلی خاک و کیفیت خاک در نظر می‌گیرند. درحالی‌که این رابطه کاملاً خطی نبوده و در برخی شرایط حتی ممکن است تأثیر منفی داشته باشد. به‌عنوان نمونه اگر عملکردهای زیست‌محیطی خاک در نظر گرفته شود، افزایش بیش‌ازحد کودهای آلی حتی می‌تواند آلودگی زیست‌محیطی ازت را به‌همراه داشته باشد. البته گفته می‌شود که وابستگی تولید به مقدار ماده‌ی آلی خاک با افزایش نهاده‌هایی مانند کود و سم کاهش می‌یابد.

[1] Inherent Soil Quality
[2] Dynamic Soil Quality

به‌طوری‌که در سیستم‌های زراعی پیشرفته این رابطه بسیار ضعیف است (گرگوریچ و همکاران 1994). ولی بااین‌حال یافته‌های جدید نشان می‌دهند که بیشینه تولید گیاهان اصلاح‌شده و پر محصول در خاک‌هایی با مواد آلی بالا اتفاق می‌افتد، چرا که در این شرایط راندمان استفاده از نهاده‌ها، بخصوص کود شیمیایی افزایش می‌یابد (کریستنن و جانسون 1997). یکی از مهم‌ترین محدودیت‌های خاک‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک جهان پائین بودن مقدار ماده آلی آن‌ها است (رئیسی 2006). پایین بودن ماده آلی خاک ازیک‌طرف و تنش‌های خشکی (کلیر و همکاران 2004) از طرف دیگر باعث بروز مشکلات فیزیکی، شیمیایی، تغذیه‌ای و به‌ویژه بیولوژیک در خاک‌های این مناطق گردیده است که به‌تدریج کاهش حاصلخیزی و کیفیت آن‌ها را به‌دنبال دارد (رئیسی 2006). نتایج مطالعات شوکلا و لال (2005) نشان داد که بیشترین ذخیره کربن آلی مربوط به خاک‌های جنگلی هست. این نتایج اثبات می‌نماید که کاربری اراضی و انواع فرسایش تأثیر به‌سزایی بر ذخیره کربن آلی خاک دارد. بدین ترتیب لازم است به‌منظور انتخاب راهکارهای مدیریت پایدار اراضی، رابطه مواد آلی و فرسایش را تحت تأثیر کاربری اراضی و سیستم مدیریت مختلف موردبررسی قرارداد. کاهن و همکاران (2009) نتیجه گرفتند که فرسایش تأثیر قابل‌توجهی بر هدررفت کربن در اراضی کشاورزی و در نتیجه بر کاهش ذخیره کربن و نیتروژن و در نهایت تأثیر در چرخه کربن دارد. یمر و همکاران (2006) در اتیوپی نشان دادند ذخیره کربن آلی و نیتروژن خاک به‌طور قوی تحت تأثیر توپوگرافی و پوشش گیاهی قرار دارد. لتنس و همکاران (2005) میزان ذخیره کربن آلی در اراضی جنگلی، چمنزار و اراضی کشاورزی در بلژیک را به‌ترتیب 6/6، 4/4 و 3/6 کیلوگرم در مترمربع گزارش نمودند. هدرروی کربن آلی و نیتروژن از خاک‌های کشاورزی و مراتع که تحت‌فشار مضاعف جهت تولید محصولات می‌باشند، به‌دلیل فرسایش و تخریب اراضی به‌صورت گاز، آبشویی و رواناب در CO_2 افزایش می‌یابد و موجب کاهش ذخیره کربن آلی و نیتروژن خاک می‌گردد (کارتنر 2002).

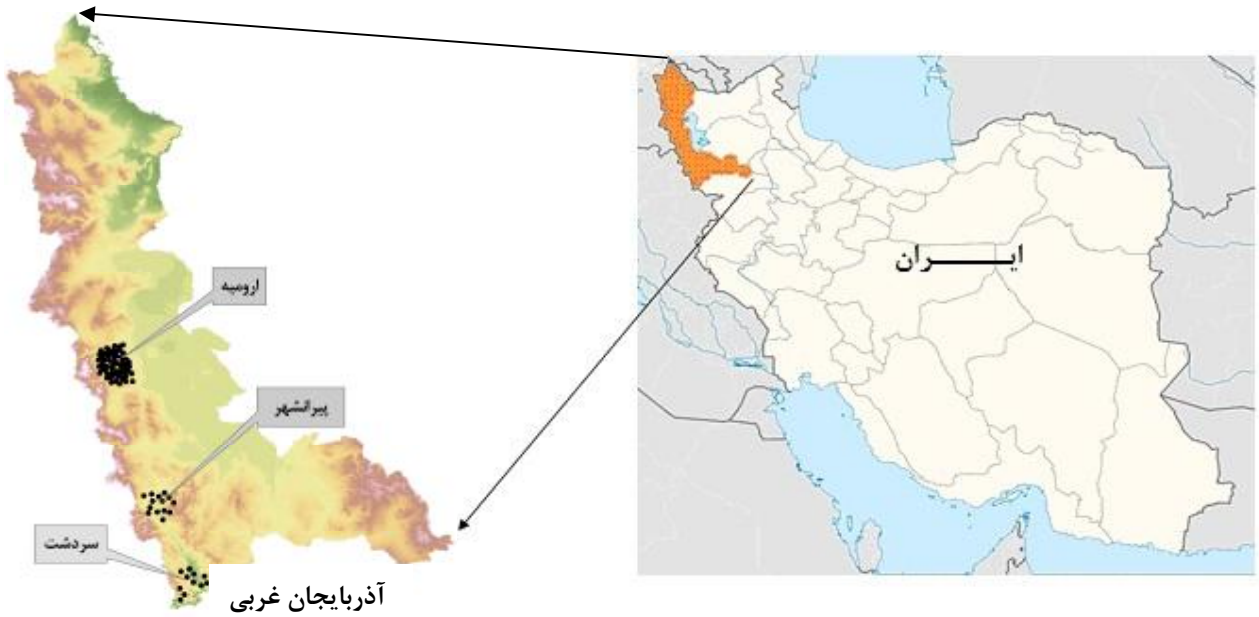
مراحل آماده‌سازی خاک، شخم، کوددهی، ورود ماشین‌آلات کشاورزی، همه محیط خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهند و باعث کاهش تدریجی کیفیت خاک می‌گردند. بدیهی است که بایستی تغییرات کیفیت خاک ناشی از تفاوت در نوع کاربری اراضی به‌طور دقیق اندازه‌گیری و سپس راهکارهای مناسب برای حفظ پایداری اکوسیستم‌ها مطالعه و انواع مدیریت‌های خاکی با کمترین آشفتگی و اختلال معرفی شوند. این مطالعه با هدف بررسی تأثیر نوع کاربری (زراعی، باغ و جنگل) بر برخی خواص کیفی خاک‌های استان آذربایجان‌غربی با استفاده از شاخص SQI[3] انجام گردید.

مواد و روش‌ها

برای انجام این تحقیق تعداد 25 نمونه سطحی (0 تا 20 سانتی‌متری) از خاک‌های کاربری باغ‌های سیب (Malus domestica)، 25 نمونه از کاربری زراعی گندم (Triticum aestivum) و یا یونجه (Medicago sativa) و 25 نمونه از خاک‌های جنگل‌های بلوط (Quercus persica) از عمق مشابه در استان آذربایجان غربی برداشت گردید (شکل 1) و بلافاصله به آزمایشگاه منتقل شد. از نظر اقلیمی منطقه موردمطالعه به‌ترتیب دارای رژیم رطوبتی زریک و رژیم حرارتی مزیک بوده (بنایی 1998) و از نظر زمین‌شناسی مناطق نمونه‌برداری شده بر روی رسوبات کواترنری واقع گردیده‌اند (سلطانی سیسی 2005). نمونه‌ها پس از هواخشک شدن از الک 2mm عبور داده شدند. برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک‌ها مانند pH خاک در عصاره گل اشباع توسط pH متر (مک‌لین 1982)، کربن آلی با روش والکی و بلک (نلسون و سامر 1982)، کربنات کلسیم معادل (CCE) به روش

[1] Soil quality index

تیتراسیون (نلسون و سامر 1982)، فسفر قابل‌جذب به‌روش Olsen (اولسن و سامر 1982)، نیتروژن کل خاک به‌روش کجلدال (برگستروم و همکاران 1998) و هدایت الکتریکی خاک (EC) در عصاره گل اشباع با دستگاه هدایت‌سنج اندازه‌گیری شدند.



شکل 1- موقعیت مکان‌های نمونه‌برداری در استان آذربایجان غربی.

پس از اندازه‌گیری ویژگی‌های شیمیایی، شاخص کیفیت خاک (SQI) تعیین گردید. برای انتخاب کمینه سری داده‌ها یا MDS[4] (به‌عنوان نماینده‌ای از کل ویژگی‌های اندازه‌گیری شده) از روش تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA)[5] استفاده گردید (دوران و پارکین 1994). روش PCA به‌عنوان ابزار کاهش‌دهنده برای انتخاب تعداد مناسبی شاخص از بین ویژگی‌ها یا شاخص‌های موردمطالعه در منطقه استفاده می‌شود. در این روش می‌توان تعداد متغیرهای مستقل را کاهش داده و مشکلات چندخطی را حل نمود (سنا و همکاران، 2002). به‌منظور جلوگیری از تأثیر زیاد یک یا دو متغیر روی مؤلفه‌های اصلی، معمولاً در شروع تجزیه متغیرها را استاندارد می‌کنند تا دارای میانگین صفر و واریانس یک باشند. انتخاب MDS بر اساس اندریوز و همکاران (2002a) به ترتیبی انجام گردید که فقط PC_s باارزش ویژه بزرگ‌تر از 1، انتخاب شدند. سپس در درون هر PC خاص تنها متغیرهای با وزن بالا برای MDS باقی ماندند. بعد از تعیین MDS، وزن‌دهی هر یک از مؤلفه‌های اصلی انتخاب‌شده انجام شد. برای وزن‌دهی، سهم PC حاوی آن ویژگی در تبیین واریانس بر سهم تجمعی PCهای با ارزش ویژه بزرگ‌تر از 1 تقسیم گردید. توابع نمره‌دهی به‌طور گسترده‌ای استفاده می‌شوند (اندریوز و همکاران 2002b). نمره‌دهی به‌صورت فازی و بین 0 تا 1 اعمال گردید به‌گونه‌ای که برای ویژگی‌هایی که در آن عملکرد بالا از نظر تولید وجود داشت نمره 1 داده شد و برای عملکردهای پایین‌تر میزان نمره‌دهی کاهش یافت. سپس با ایجاد توابع رگرسیونی برای شاخص‌هایی که در MDS قرار داشتند نمره‌دهی صورت گرفت. برآورد شاخص کیفیت خاک در هر کاربری از رابطه زیر محاسبه گردید (دوران و پارکین 1994):

$$SQI = \sum_{i=1}^{n} W_i . N_i$$

W_i وزن هر PC_s با ارزش ویژه بزرگ‌تر از یک و N_i نمره شاخص‌های برگزیده بود.

[4] Minimum data set
[5] Principal component analysis

برای تجزیه‌وتحلیل آماری نتایج به‌دست‌آمده در هر کاربری از نرم‌افزار SPSS استفاده گردید. مقایسه میانگین با استفاده از آزمون دانکن در سطح احتمال 5 % انجام گرفت.

نتایج و بحث

دامنه تغییرات برخی از ویژگی‌های شیمیایی در خاک‌های موردمطالعه در سه کاربری زراعی، باغی و جنگلی در جداول 1 تا 3 ارائه گردیده است. تعداد نقاط نمونه‌برداری جهت انجام آزمایش‌ها موردنظر 75 نقطه (25 نقطه برای هر کاربری) بوده است. بر اساس جدول 1، در کاربری زراعی دامنه تغییرات نیتروژن کل، کربن آلی و فسفر به‌ترتیب از 0/04 تا 0/18 درصد، 0/8 تا 2/8 درصد و 8/8 تا 28 میلی‌گرم در کیلوگرم بود. همچنین دامنه تغییرات شوری و pH به‌ترتیب از 0/6 تا 4/7 دسی‌زیمنس بر متر و 7/9 تا 8/3 متغیر بود. کربنات کلسیم نیز از 17/5 تا 36/0 درصد تغییر کرد.

جدول 1-دامنه تغییرات برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های موردمطالعه در کاربری زراعی.

	کمینه	بیشینه	میانگین
نیتروژن کل (%)	0/04	0/20	0/09
کربن آلی (%)	0/8	2/8	1/5
فسفر قابل‌استفاده ($mg\ kg^{-1}$)	8/8	28	12/6
EC ($dS\ m^{-1}$)	0/6	4/7	1/5
pH	7/9	8/3	8/1
آهک (%)	17/5	36	24/1

بر اساس جدول 2، در کاربری باغی دامنه تغییرات نیتروژن کل، کربن آلی و فسفر به‌ترتیب از 0/1 تا 0/2درصد، 1/1 تا 2/6 درصد و 5/2 تا 25/9 میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بود. میزان کربن آلی در این کاربری بالاتر از کاربری زراعی بود که صرف‌نظر از مصرف معمول کود آلی به‌دلیل وجود سایه‌انداز و کاهش دمای خاک سرعت و میزان معدنی شدن مواد آلی کمتر بوده است. دامنه تغییرات شوری و pH به‌ترتیب بین 0/6 تا 4/2 دسی‌زیمنس بر متر و 7/5 تا 8/2 بود. کربنات کلسیم از 13/4 تا 24/9 درصد متغیر بود.

جدول 2-دامنه تغییرات برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های موردمطالعه در کاربری باغی.

	کمینه	بیشینه	میانگین
نیتروژن کل (%)	0/1	0/2	0/1
کربن آلی (%)	1/1	2/6	1/9
فسفر قابل‌استفاده ($mg\ kg^{-1}$)	5/2	25/9	16/2
ECe ($dS\ m^{-1}$)	0/6	4/2	1/4
pH	7/5	8/2	7/9
آهک (%)	13/4	24/9	17/5

بر اساس جدول 3، در کاربری جنگلی دامنه تغییرات نیتروژن کل، کربن آلی و فسفر به‌ترتیب از 0/1 تا 0/4 درصد، 2/0 تا 4/9 درصد و 5/2 تا 18/7 میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بود. دامنه تغییرات شوری و pH به‌ترتیب بین 0/2 تا 1/8 دسی‌زیمنس بر متر و 6/6 تا 7/8 بود.

کربنات کلسیم معادل از 1/5 تا 5/3 درصد متغیر و به‌مراتب پایین‌تر از کاربری‌های زراعی و باغی بود.

جدول 3-دامنه تغییرات برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های موردمطالعه در کاربری جنگلی.

	کمینه	بیشینه	میانگین
نیتروژن کل (%)	0/1	0/4	0/2
کربن آلی (%)	2/0	4/9	2/8
فسفر قابل‌استفاده ($mg\ kg^{-1}$)	5/2	18/7	10/6
ECe ($dS\ m^{-1}$)	0/2	1/8	0/7
pH	6/6	7/8	7/1
کربنات کلسیم معادل (%)	1/5	5/3	2/7

جدول 4 مقایسه میانگین بین ویژگی‌های شیمیایی خاک در سه کاربری زراعی، باغی و جنگلی را نشان می‌دهد. با توجه به این جدول، می‌توان مشاهده کرد که از نظر مقدار کربن آلی بین کاربری جنگل با سایر کاربری‌ها تفاوت معنی‌داری وجود داشته و کاربری جنگل (با 2/8درصد) بیشترین و کاربری زراعی (با 1/5درصد) کمترین مقدار کربن آلی را دارا بودند. میانگین مقدار کربن آلی در هر سه کاربری زراعی، باغی و جنگلی با هم تفاوت معنی‌داری ($p<0/05$) داشتند. روند مشابهی در مورد نیتروژن کل مشاهده گردید، میزان این شاخص در کاربری جنگلی (0/2درصد) به‌طور معنی‌داری بیشتر از دو کاربری باغی و زراعی بود اما این افزایش در مورد کاربری باغی و زراعی غیرمعنی‌دار بود. در تحقیق حاضر میزان فسفر قابل‌استفاده در کاربری باغی (16/2 میلی‌گرم بر کیلوگرم) بیشتر از زراعی (12/6 میلی‌گرم بر کیلوگرم) و بیشتر از جنگلی (10/6 میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود. میانگین هدایت الکتریکی (EC_e)، در خاک‌های زراعی (1/5 دسی‌زیمنس بر متر) بیشتر از خاک‌های باغی (1/4 دسی‌زیمنس بر متر) بود اما این اختلاف معنی‌دار نگردید؛ بااین‌حال هدایت الکتریکی در مناطق جنگلی (0/7 دسی‌زیمنس بر متر) نسبت به مناطق باغی و زراعی کمتر بود که از نظر آماری این اختلاف معنی‌دار گردید. همچنین، pH خاک‌های موردمطالعه در محدوده‌ی بازی بودند، خاک‌های مناطق جنگلی نیز به دلیل بالا بودن بارندگی در این مناطق، pH کمتری (7/1) از سایر مناطق داشتند. درصد کربنات کلسیم در اراضی زراعی (24/1 درصد) بیشتر از باغی و در اراضی باغی (17/5 درصد) بیشتر از کاربری جنگلی (2/7 درصد) بود.

جدول 4-مقایسه میانگین بین ویژگی‌های شیمیایی خاک در سه کاربری زراعی، باغی و جنگلی.

کاربری	OC (%)	TN (%)	P_{olsen} ($mg\ kg^{-1}$)	EC ($dS\ m^{-1}$)	pH -	کربنات کلسیم (%)
زراعی	$1/5^{c}$	$0/09^{b}$	$12/6^{b}$	$1/5^{a}$	$8/1^{a}$	$24/1^{a}$
باغی	$1/9^{b}$	$0/12^{b}$	$16/2^{a}$	$1/4^{a}$	$7/9^{b}$	$17/5^{b}$
جنگلی	$2/8^{a}$	$0/20^{a}$	$10/6^{b}$	$0/7^{b}$	$7/1^{c}$	$2/7^{c}$

TN درصد نیتروژن کل، OC درصد کربن آلی، P فسفر بر حسب ($mg\ kg^{-1}$)، EC هدایت الکتریکی بر حسب ($dS\ m^{-1}$) هست.

برای هر ویژگی، حروف غیرمشترک در هر ردیف در هر منطقه، نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال 0/05 است.

از مهم‌ترین عواملی که باعث تفاوت در ویژگی‌های شیمیایی خاک‌ها در کاربری‌های موردمطالعه شده است می‌توان علاوه بر ویژگی‌های مواد مادری آن‌ها، به تفاوت در عمق نفوذ ریشه‌های گیاهان این کاربری‌ها اشاره کرد. همچنین بقایای گیاهی افزوده‌شده به خاک نیز در کاربری‌های زراعی، باغی و جنگلی متفاوت بود که می‌تواند تفاوت‌هایی اساسی در برخی خصوصیات خاک ایجاد نماید. در کاربری جنگل به‌دلیل عدم انجام عملیات شخم و تردد محدود ماشین‌آلات و افراد، به‌هم‌خوردگی و آشفتگی خاک کمتر بوده و در نتیجه معدنی شدن کربن آلی کاهش‌یافته و تجمع آن در خاک اتفاق افتاده است. ضمناً ریزش و ورود لاشبرگ درختان به خاک می‌تواند دلیلی بر افزایش کربن آلی در این کاربری باشد. میزان مواد آلی خاک یکی از معیارهای مهم کیفیت خاک هست (یانگ و همکاران 1999). عملیات شخم، سرعت و میزان معدنی شدن کربن آلی را افزایش می‌دهد و به‌همین دلیل مقدار کربن آلی در اراضی تحت کشت کمتر است. در پژوهشی لال (1995) دریافت که عملیات شخم باعث کاهش کربن آلی خاک می‌گردد. آگیولار و همکاران (1988) کاهش مواد آلی در اثر کشت و کار را ناشی از به هم خوردن خاک سطحی و در نتیجه تسریع تجزیه بیولوژیک مواد آلی، شدت یافتن فرسایش خاک و به‌دنبال آن هدر رفت مواد آلی همراه با رواناب دانسته‌اند. همچنین به‌هم زدن خاک، شکسته شدن خاکدانه‌ها به‌وسیله عملیات خاک‌ورزی، تخریب و فشردگی خاک به‌دلیل چرای بی‌رویه دام بعد از برداشت محصول در زمین‌های زراعی موجب افت خصوصیات کیفی خاک و کاهش مواد آلی خاک می‌شود (نلسون و سامر 1982). همچنین کارتنر و گریگوریچ (1997) افزایش دمای خاک به‌دلیل کاهش پوشش گیاهی سایه‌انداز را در تجزیه مواد آلی در خاک اراضی زراعی مؤثر می‌دانند. همین عامل سایه‌انداز و عملیات کمتر خاک‌ورزی می‌تواند دلیلی بر بالا بودن مواد آلی در باغات به نسبت زراعی باشد. تشدید فرسایش در کاربری‌های دست‌خورده دلیل دیگری برای کاهش مواد آلی در این اراضی هست. با افزایش فرسایش خاک، ماده آلی همراه با خاک سطحی (که غنی از مواد آلی است) انتقال می‌یابد و عملیات کشت و کار از طریق جداسازی خاکدانه‌ها و در معرض‌گذاری مواد آلی در مقابل تجزیه میکروبی، معدنی شدن مواد آلی را افزایش می‌دهد (اسپارلینگ 1992). در تحقیقی لمنی و ایتانا (2004) اعلام کردند که به‌علت به هم خوردن تعادل بین سرعت تشکیل هوموس و معدنی شدن آن در اثر عملیات شخم ذخایر کربن آلی و نیتروژن خاک کاهش می‌یابد.

نتایج این پژوهش مؤید این مطلب است که هرگونه اعمال کاربری متفاوت و سیستم مدیریتی که باعث افزایش به‌هم‌خوردگی سطح خاک شود، منجر به کاهش مقدار مواد آلی خاک می‌گردد. میزان کربن آلی در کاربری‌های موردمطالعه تحت تأثیر نوع کاربری بود (جدول 4) که این یافته با نتایج پژوهش‌های لمنی و ایتانا (2004) و اسپارلینگ (1992) مطابقت داشت.

بالا بودن مقدار نیتروژن در خاک‌های جنگلی و باغی دور از انتظار نبود؛ چرا که مقدار مواد آلی در این کاربری‌ها بالاتر از کاربری زراعی بود و همبستگی بسیار بالایی بین مقدار نیتروژن و کربن آلی خاک‌ها گزارش‌شده است (کامباردلا و الیوت 1993). حساسیت بیشتر اراضی کشاورزی در برابر فرسایش، عاملی برای کاهش ماده آلی و نیتروژن کل خاک به‌شمار می‌آید. به‌طوری‌که بخش عمده‌ای از کربن آلی و نیتروژن خاک از طریق فرسایش و به‌صورت محلول همراه با رواناب از دسترس خارج خواهد شد. در خاک‌های زراعی و باغی قسمت عمده ماده خشک بخش هوایی به‌صورت حصول برداشت و از زمین خارج می‌شود و به‌علاوه در اراضی زراعی، خاک مکرراً با شخم زیر و رو می‌شود که موجب شکستگی خاکدانه‌های درشت می‌گردد و نیتروژن آلی محبوس شده در آن‌ها در معرض حمله میکروبی قرار می‌گیرد. بنابراین کربن ورودی کمتر و کربن خروجی بیشتر یکی از دلایل عمده کاهش میزان

نیتروژن آلی در این خاک‌ها هست. در خاک جنگلی، به‌دلیل عدم کشت و زرع و نیز وجود لاشبرگ فراوان، بین تجزیه و تجمع توازن وجود دارد اما در اراضی زراعی و باغ این توازن کمتر به چشم می‌خورد (زاچ و همکاران 2006).

سالاردینی (1390) در پژوهشی اعلام کرد کاهش مقدار ازت خاک، به دلیل کاهش بقایای گیاهی جهت تبدیل به هوموس و افزایش تهویه خاک در اثر شخم و بنابراین زیادشدن موجودات ذره‌بینی و به‌هم خوردن تعادل ازت خاک هست. عملیات خاک‌ورزی سبب مخلوط شدن لایه‌های زیرین خاک (با درصد کربن آلی کمتر) با خاک رویی (حاوی کربن آلی بیشتر) شده و در نتیجه موجب کاهش کربن آلی خاک سطحی در مقایسه با حالت اولیه می‌گردد (یوسفی‌فرد و همکاران 2007) و به‌تبع آن سبب افزایش معدنی شدن نیتروژن و کاهش نیتروژن کل خاک می‌شود.

بالا بودن میزان فسفر قابل‌استفاده در کاربری کشاورزی نسبت به کاربری جنگلی می‌تواند به‌دلیل استفاده از کودهای دامی و شیمیایی باشد. در منطقه موردبررسی این تحقیق مصرف کودهای دامی و شیمیایی به‌ویژه انواع نیتروژنه و فسفاته در کاربری‌های کشاورزی رواج داشته است. از دلایل احتمالی افزایش مقدار فسفر در کاربری باغ، بازگشت بقایای گیاهی به خاک هست که باعث افزایش مقدار مواد آلی خاک شده و فسفر خاک حفظ می‌شود. زیونگ‌ون و بیا-لیان (2003) عقیده دارند فرآیندهای شیمیایی و زیستی بر روی پراکنش فسفر خاک تأثیر دارند. سیستم گسترش ریشه، مقدار و کیفیت مواد اضافه‌شده به خاک، فعالیت‌های آنزیمی برون سلولی، کلات‌های آلی تولیدشده در خاک و فعالیت موجودات زنده خاک از جمله عواملی هستند که بر روی پراکنش فسفر مؤثرند. کشت و زرع خاک‌ها سبب کاهش مواد آلی و کل فسفر خاک می‌گردد (بروکس و همکاران 1984). در مطالعه‌ای، زو و همکاران (1997) بیان کرد که افزودن کود دامی می‌تواند باعث افزایش 100 تا 130 کیلوگرم در هکتار فسفر به خاک شود. در پژوهشی، راسموسن و دوگلاس (1992) کاربرد مستمر کودهای فسفردار را در زمین‌های زراعی باعث افزایش غلظت فسفر قابل‌استفاده در لایه سطحی خاک می‌دانند. به‌نظر می‌رسد اعمال عملیات کشت و کار و کوددهی در اراضی زراعی و باغی سبب افزایش در مقدار هدایت الکتریکی خاک شده است. این نتایج با مطالعات حاج‌عباسی و همکاران (1386) مطابقت دارد. در مطالعه‌ای فنگ و همکاران (2005) تأثیر معنی‌دار آبیاری را بر آبشویی و کاهش غلظت نمک‌ها در لایه‌های مختلف خاک‌های کشاورزی گزارش کردند.

شاخص pH خاک به‌این‌علت حائز اهمیت است که میکروارگانیسم‌ها و گیاهان به‌طور قابل‌توجهی به ترکیب شیمیایی موجود در محیط اطراف پاسخ می‌دهند. به‌نظر می‌رسد زیر و رو شدن پروفیل خاک در اثر عملیات کشت و کار موجب بالا آمدن مواد آهکی به سطح در کاربری زراعی شده و لذا pH خاک را افزایش داده است. بالا بودن pH در کاربری زراعی و باغی می‌تواند دلایل مختلفی داشته باشد که از آن جمله می‌توان به ورود املاح قلیایی ناشی از آب آبیاری، کودهای شیمیایی و سموم شیمیایی اشاره کرد (رضاپور و صمدی 2012). این رویکرد افزایش pH در خاک‌های زراعی و باغی ممکن است به‌عنوان فاکتور منفی برای کیفیت خاک محسوب شود، چه در خاک‌های قلیایی هرگونه افزایش در pH خاک به‌عنوان کاهش‌دهنده کیفیت معرفی‌شده است (دوران و جونز 1996). پژوهش‌های مختلف نتایج و دلایل متناقضی را درباره‌ی اثر کاربری اراضی بر روی مقدار pH ارائه نموده‌اند. استفاده از کودهای شیمیایی نیز می‌تواند مقدار pH را تحت تأثیر قرار دهد. کیانی و همکاران (1386) اظهار داشتند در خاک‌های جنگلی یون‌های بازی شسته شده و بنابراین pH خاک بیشتر از سایر نقاط است. نتایج لال و همکاران (1999) نشان داد که با افزایش عملیات شخم و به‌هم‌خوردگی سطح خاک در اثر عملیات شخم، مقدار pH افزایش یافت. فرایندهای طبیعی نظیر دی‌اکسیدکربن آزادشده بر اثر تنفس ریشه‌ی گیاهان و تنفس میکروبی خاک نیز می‌تواند از عوامل کنترل‌کننده pH خاک باشد.

نتایج تجزیه به مؤلفه‌های اصلی برای تعیین MDS و برآورد شاخص کیفیت خاک (SQI)

از بین مؤلفه‌های اصلی (PC) شاخص‌هایی انتخاب شدند که ارزش آن‌ها در تبیینِ واریانسِ بیش از یک متغیر اولیه باشند (یعنی با ارزش ویژه بزرگ‌تر از یک). در هر PC، ویژگی که قدر مطلق وزن آن‌ها از همه بیشتر بوده و سایر ویژگی‌هایی که وزن آن‌ها، (10-) درصد وزن ویژگی با بیشترین وزن بودند انتخاب شدند (اندریوز و همکاران 2002a). بدین ترتیب در PC_1 ویژگی‌هایی با بیشترین وزن شامل pH، آهک و کربن آلی بودند (جدول 5).

جدول 5-نتایج حاصل از تجزیه‌وتحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) و انتخاب مجموعه کمینه داده‌ها (MDS) در سه کاربری مدیریتی برای شاخص کیفیت خاک.

PCs / Variable	PC1	PC2
TN	0/439	-0/426
OC	0/446	-0/182
P_{olsen}	-0/151	-0/735
EC	-0/309	-0/472
pH	-0/496	0/093
آهک	-0/494	-0/116

TN: درصد نیتروژن کل، OC: درصد کربن آلی، P_{olsen}: فسفر اولسن بر حسب ($mg\ kg^{-1}$)، EC: هدایت الکتریکی بر حسب ($dS\ m^{-1}$) و pH: اسیدیته خاک می‌باشند.

در PC_2 نیز P_{olsen} بیشترین وزن را داشت (جدول 5) لذا به‌عنوان نماینده گروه دوم انتخاب شد. در مرحله بعدی همبستگی بین ویژگی‌های برگزیده‌شده درون مؤلفه‌های اصلی (1و2)، (pH، مواد آلی و P_{olsen}) بررسی شد (جدول 6). ضریب همبستگی بین pH با آهک بالاتر از 0/6 بود (جدول 6) لذا pH و مواد آلی به‌دلیل بالا بودن وزن آن‌ها (جدول 5) به‌عنوان نماینده گروه باقی ماندند. بنابراین ویژگی‌هایی که در MDS باقی می‌مانند شامل pH، مواد آلی و P_{olsen} بودند و این ویژگی‌ها به‌عنوان شاخص‌های تأثیرگذار برای ارزیابی کیفیت خاک‌های موردمطالعه معرفی شدند.

جدول 6-ماتریس همبستگی بین ویژگی‌های باقیمانده در MDS.

	OC	pH	$CaCO_3$	P_{olsen}
OC	1			
pH	-0/5	1		
$CaCO_3$	-0/5	0/7	1	
P_{olsen}	0/1	0/2	0/2	1

در مرحله نمره‌دهی با استفاده از محدوده‌های مناسب و بحرانی ویژگی‌های انتخاب‌شده برای هر کدام از ویژگی‌ها، توابع رگرسیونی با بالاترین R^2 ایجاد کرده و کار نمره‌دهی صورت گرفت. بر این اساس برای هر

کدام از شاخص‌های استخراج‌شده توابع رگرسیونی زیر به‌دست آمدند. با توجه به روابط، به هر یک از ویژگی‌ها نمره بین 0 تا 1 تعلق گرفت.

$$N_{OC} = -0.109X^2+0.692X+0.010 \quad [1]$$

$$N_{P\text{-}olsen} = -0.001X^2+0.086X+0.012 \quad [2]$$

$$N_{pH}=-0.124X^2+1.495X-3.381 \quad [3]$$

با استفاده از معادله 4 و با ضرب وزن هر ویژگی در نمره هر یک از شاخص‌ها در هر یک از نمونه‌ها، شاخص SQI برای هر یک از نمونه‌ها محاسبه گردید. سپس با تجزیه واریانس و مقایسات میانگین، اختلاف آماری بین شاخص کیفیت در هر کاربری تعیین شد (دوران و پارکین 1994).

$$SQI= \sum_{i=1}^{n} W_i.N_i \quad [4]$$

$$SQI= \sum_{i=1}^{n} 0.71.N_{OC} + 0.71.N_{pH} + 0.29.N_{P\text{-}olsen}$$

جدول 7- مقایسه میانگین شاخص کیفیت خاک (SQI) کاربری‌های جنگل، باغ و زراعت.

	کاربری		
	جنگل	باغ	زراعت
شاخص کیفیت خاک (SQI)	1/4[a]	1/3[b]	1/2[c]

حروف بالانویس بر روی هر عدد نشان‌دهنده اختلاف آماری ($p<0/05$) در هر ردیف می‌باشند. میانگین‌های دارای حروف مشترک بر اساس آزمون دانکن اختلاف معنی‌داری ($p<0/05$) ندارند.

مقایسات میانگین (جدول 7) نشان داد که شاخص کیفیت خاک (SQI) در خاک‌های جنگلی (1/4) بیشتر از کاربری باغی (1/3) و زراعی (1/2) بود و مقدار آن به‌طور آماری بالاتر از هر دو کاربری بود. میانگین‌ها نشان‌دهنده آن است که در خاک سطحی باغ و زراعت، اعمال مدیریت‌های مختلف مانند خاک‌ورزی، استفاده از کودهای شیمیایی، دامی و آفات‌کش‌ها می‌تواند از دلایل کاهش کیفیت خاک باشد. ویژگی‌های انتخاب‌شده به‌عنوان MDS در خاک سطحی در کاربری زراعی به‌طور معنی‌داری رو به تنزل بودند و در بین ویژگی‌ها، کاهش کربن آلی در خاک‌های موردمطالعه می‌تواند از دلایل عمده کاهش کیفیت خاک باشد. کمینه داده‌های به‌دست‌آمده برای خاک سطحی در منطقه مشابه ویژگی‌های انتخاب‌شده توسط اندریوز و همکاران (2002a,b) بود.

نتیجه‌گیری کلی

نتایج این پژوهش نشان داد که هرگونه مدیریت و نوع کاربری که باعث افزایش دست‌خوردگی خاک گردد، کاهش کیفیت خاک و افزایش حساسیت اراضی به فرسایش را در پی دارد. از مهم‌ترین عواملی که باعث تفاوت در ویژگی‌های شیمیایی خاک‌ها در کاربری‌های موردمطالعه گردید، می‌توان علاوه بر ویژگی‌های مواد مادری آن‌ها، به تفاوت در عمق نفوذ ریشه‌های این کاربری‌ها اشاره کرد. با توجه به یافته‌های حاصل از این تحقیق موردبحث، چنین استنباط می‌گردد که در کاربری باغ و زراعت نسبت به کاربری جنگل، به‌دلیل کاهش پوشش گیاهی پایا، ماده آلی، تخریب ساختمان خاک و کاهش پایداری خاکدانه‌ها، کیفیت خاک کاهش پیدا می‌کند.

منابع مورداستفاده

بنایی مح. 1377. نقشه رژیم‌های رطوبتی و حرارتی ایران، موسسه تحقیقات خاک و آب، تهران، ایران.

حاج‌عباسی مع، بسالت‌پور ا و مللی ر، 1386. اثر تبدیل مراتع به اراضی کشاورزی بر برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های جنوب و جنوب‌غربی اصفهان. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، سال 11، شماره 42 (ب)، صفحه‌های 525 تا 534.

سالاردینی ع‌ا. 1390. حاصلخیزی خاک. انتشارات دانشگاه تهران، تهران، ایران، 434 صفحه.

کیانی ف، جلالیان ا، پاشایی ع و خادمی ح، 1386. نقش جنگل‌تراشی، قرق و مراتع بر شاخص‌های کیفیت خاک در اراضی لسی استان گلستان. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، سال 11، شماره 41 (ب)، صفحه‌های 453 تا 463.

Aguilar R, Kelly EF and Heil RD, 1988. Effect of cultivation on soil in northern Great Plains rangeland. Soil Science Society of America Journal 52: 1081-1085.

Andrews SS, Karlen DL, Mitchell JP, 2002a. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. Agriculture, Ecosystems and Environment 90: 25–45.

Andrews SS, Mitchell JP, Mancinelli R, Karlen KL, Hartz TK, Horwath WR, Pettygrove GS, Scow KM and Munk DS, 2002b. On-farm assessment of soil quality in California's central valley. Agronomy Journal 94: 12–23.

Banaei MH, (Ed.), 1998. Soil moisture and temperature regime map of Iran. Soil and Water Research Institute. Ministry of Agriculture, Iran.

Bergstrom DW, Monreal CM and King DJ, 1998. Sensivity of soil enzyme activities to conservation practices. Soil Science Society of America Journal 62: 1286-1295.

Brookes PC, Powlson DS and Jenkinson DS, 1984. Phosphorus in soil microbial biomass. Soil Biology and Biochemistry 16: 169-175.

Cambardella CA, Elliot ET, 1993. Carbon and nitrogen distribution in aggregates of cultivated and native grass-land soils. Soil Science Society of America Journal 57:1071–1076.

Cartner MR and Gregorich EG, 1997. Concepts of soil quality and their significance. Pp. 61-82. In: Gregorich EG and Cartner MR (eds.), Methods or Assessing Soil Quality. Soil Science Society of America Journal, Special Pub., No. 49, Madison, WI.

Cartner MR, 2002. Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. Agronomy Journal 94: 38-47.

Christenen BT and Johnston AE, 1997. Soil organic matter and soil quality lessons learned from long-term experiments at Askov and Rothamsted. Pp. 157- 159. In: Gregorich EG and Catrer MR (eds.), Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health, Elsevier, Amsterdam.

Doran JW and Parkin TB, 1994. Defining and assessing soil quality. Pp. 3-21. In: Doran JW, Coleman DC, Bezdicek DF and Stewart BA (eds.), Defining soil quality for a sustainable environment, SSSA Special Publication. No. 35. SSSA and ASA, Madison, WI.

Doran JW and Jones AJ, 1996. Methods for assessing soil quality. Soil Science Society of America Special Publication, vol. 49. Soil Science Society of America Journal, Madison, WI.

Feng ZX, Wang and Feng Z, 2005. Soil N and salinity leaching after the autumn irrigation and its impact on groundwater in Hetao Irrigation District, China. Agriculture and Water Management 71: 131–143.

Gregorich EG, MR Carter, DA Angers, CM Monreal and Ellert BH, 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. Canadian Journal of Soil Science 74: 367-385.

Kelliher FM, Ross DJ, Law BE, Baldocchi DD and Rodda NJ, 2004. Limitations to carbon mineralization in litter and mineral soil of young and old ponderosa pine forests. Forest Ecology and Management 191: 201-213.

Kennedy AC and Papendick RI, 1995. Microbial characteristics of soil quality. Soil and Water Conservation Journal 50: 243-248.

Kizilkaya R and Dengi O, 2010. Variation of land use and land cover effects on some soil physicalchemical characteristics and soil enzyme activity. Zemdirbyste-Agriculture 97(2): 15-24.

Kuhn NJ, Hoffmann T, Schwanghart W and Dotterweich M, 2009. Agricultural soil erosion and global carbon cycle: controversy over? Earth Surface Processes and Landforms 34: 1033–1038.

Lal R, 1995. Global soil erosion by water and carbon dynamics Pp. 131-142 In: Lal R., Kimble J, Levine E, Stewart BA, (eds.), Soils and Global Change, Advances in Soil Science CRC Press, Boca Raton FL, USA.

Lal R, Mokma D and Lowery B, 1999. Relation between soil quality and erosion Pp. 39-56. In: Lal, R., (Eds.). Soil Quality and Soil Erosion, Soil and Water Conservation Society and CRC Press, Boca Raton.

Lemenih M and Itanna F, 2004. Soil carbon stock and turnovers in various vegetation types and arable lands along an elevation gradient in Southern Ethiopia. Geoderma 123: 177–188.

Lettens S, Van Orshoven J, van Wesemael B, De-Vos B and Muys B, 2005. Stocks and fluxes of soil organic carbon for landscape units in Belgium derived from heterogeneous data sets for 1990 and 2000. Geoderma 127: 11-23.

McLean EO, 1982. Soil pH and lime requirement Pp. 199-224. In: Page, A. L. (ed): Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. Madison, Wisconsin, USA.

Nelson DW and Sommers LE, 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter, Pp. 539-580. In: Page AL, Miller RH and Keeney DR (eds.), Methods of Soil Analysis. Part II. Soil Science Society of America Journal, Madison, Wisconsin, USA.

Olsen SR and Sommers LE, 1982. Phosphorus Pp. 403-430. In: Page AL, Miller R.H., Keeney D.R. (eds.), Methods of Soil Analysis part 2. Soil Science Society of America Journal, Madison, Wisconsin.

Pierce FJ, Larson RH and Graham WA, 1983. Productivity of soils assessing long term changes due to erosion. Journal of Soil and Water Conservation 38: 39-44.

Raiesi F, 2006. Carbon and N mineralization as affected by soil cultivation and crop residue in a calcareous wetland ecosystem in Central Iran. Agriculture, Ecosystems and Environment 112: 3-20.

Rasmussen PE and Douglas CL, 1992. The influence of tillage and cropping intensity on cereal response to N, sulfur and P. Fertility Research 31: 15-19.

Rezapour S and Samadi A, 2012. Assessment of inceptisols soil quality following long-term cropping in a calcareous environment. Environmental Monitoring and Assessment 184(3):1311-1323.

Sena MM, Frighetto RTS, Valarini OJ, Tokeshi H, Poppi RJ, 2002. Discrimination of management effects on soil parameters by using principal component analysis: a multivariate analysis case study. Soil and Tillage Research 67: 171–181.

Shukla MK and Lal R, 2005. Erosional effects on soil organic carbon stock in an on-farm study on Alfisols in west central Ohio. Soil and Tillage Research 81: 173-181.

Six J, Elliot ET and Paustian K, 2000. Soil macro-aggregate turn over and micro-aggregate formation for C sequestration under no-tillage agriculture. Soil Biology and Biochemistry 32: 2099-2103.

Soltani-Sisi Gh, 2005. Geological map of Iran. 1:100000 series. Sheet No. 5065. Publication of Geological Survey and Mineral Exploration Organization of Iran, Tehran.

Sparling GP, 1992. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. Australian Journal of Soil Research 30: 195-207.

Xiongwen CH and Bai-Lian LI, 2003. Change in soil carbon and nutrient storage after human disturbance of primary Korean pine forest in Northern China. Forest Ecology and Management 186: 197-206.

Yang Y, Guo J, Chen G, Yin Y, Gao R and Lin C. 1999. Effects of forest conversion on soil labile organic carbon fractions and aggregate stability in subtropical China. Plant and Soil 323: 153-162.

Yimer F, Ledin S and Abdelkadir A, 2006. Soil organic carbon and total nitrogen stocks as affected by topographic aspect and vegetation in the Bale Mountains, Ethiopia. Geoderma 135: 335-344.

Yousefifard M, Jalaliyan A, Khademi H and Shariatmadari H, 2007. Estimate of Soil Loss and Alimentary Ingredient in Land Use Change Area Via Artificial Rainfall. Journal of Agriculture and Natural Resources 40(1): 93-106.

Zach A, Tiessen H and Noellemeyer E, 2006. Carbon turnover and 13C natural abundance under land use change in the semiarid La Pampa, Argentina. Soil Science Society of America Journal 70: 1541-1546.

Zhou JZ, Davey ME, Figueras JB and Ravkina M, 1997. Phylogenetic diversity of a bacterial community determined from Siberian tundra soil DNA. Microbiology 143: 3913-3919.