پژوهش‌های جغرافیای طبیعی، شماره ۷۴، زمستان ۱۳۸۹
صص. ۱۲۴-۱۱۱

بررسی نقش تغییر کاربری اراضی بر برخی از خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و فرسایش‌پذیری خاک

کریم سلیمانی* ـ دانشیار مرکز GIS، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری
علی آزموده ـ دانشجوی ارشد آبخیزداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

پذیرش مقاله: ۱۳۸۸/۱۰/۱۴ تأیید مقاله: ۱۳۸۹/۹/۸

چکیده

تغییر کاربری جنگل به اراضی کشاورزی، عموماً تأثیر جدّی بر میزان ماده آلی و دیگر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک می‌گذارد. این پژوهش با هدف بررسی نقش تغییر کاربری جنگل بر برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و در ادامه شناخت شماری از متغیرهای مؤثر خاک بر شاخص فرسایش‌پذیری در بخشی از حوضه آبخیز برنجستانک صورت گرفته است. بدین منظور سه کاربری جنگل، زراعت دیم (گندم) و باغ مورد بررسی قرار گرفت. نمونه‌های خاک از دو لایه سطحی ۱۰-۰ و ۲۰-۱۰ سانتی‌متر در قالب طرح بلوک کاملاً تصادفی برداشته و مقایسه شد. نتایج نشان از آن داشتند که میزان ماده آلی در اراضی زراعی و باغ، به ترتیب ۴۴/۲۴ و ۴۵/۴۵ درصد در لایه ۱۰-۰ سانتی‌متر، و ۴۲/۶۹ و ۴۳ درصد در لایه ۲۰-۱۰ سانتی‌متر کمتر از اراضی جنگلی بوده است. حداکثر نیتروژن کل در لایه ۱۰-۰ سانتی‌متر در کاربری جنگل به میزان ۰/۳۰۳ درصد و حداقل آن در لایه ۲۰-۱۰ سانتی‌متر در اراضی باغ به میزان ۰/۱۹۰ درصد مشاهده شد که کاهشی معادل با ۳۷/۳۲ درصد را نشان می‌دهد. وزن مخصوص ظاهری و اسیدیته خاک طی تغییر کاربری جنگل افزایش یافت. این در حالی است که تغییر کاربری جنگل به اراضی زراعی و باغ تأثیر مشخص و معنی‌داری بر درصد ذرات رس و سیلت نداشت و تنها در لایه ۱۰-۰ سانتی‌متر تفاوت معنی‌داری از لحاظ درصد ذرات شن مشاهده شد. نتایج نشان داد که فرسایش‌پذیری خاک به دلیل کاهش پوشش گیاهی پایا، ماده آلی خاک، تخریب ساختمان خاک و پایداری خاکدانه‌ها طی تغییر کاربری جنگل، افزایشی حدود دو برابر داشته است. همچنین متغیرهای رس، ماده آلی و نیتروژن کل دارای همبستگی معنی‌دار منفی؛ و در مقابل، درصد سیلت و شن ریز نیز دارای ارتباط معنی‌دار مثبت با میزان فرسایش‌پذیری‌اند.

کلیدواژه‌ها: تغییر کاربری اراضی، حوضه برنجستانک، خاک، فرسایش‌پذیری، ماده آلی.

مقدمه

تغییر کاربری یقیناً مهم‌ترین عاملی است که حفاظت از اکوسیستم‌های طبیعی را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Vitousek et al., 1997, 495). الگوی کلی تغیر کاربری به طور وسیع می‌تواند در دو گروه اصلی جای گیرد: گروه اول شامل افزایش اراضی کشاورزی در پی تخریب اکوسیستم‌های طبیعی و به‌ویژه جنگل به دلیل رشد جمعیت و افزایش نیاز جهانی به غذا؛

نویسندهٔ مسئول: ۰۹۱۱۱۵۲۱۸۵۸
* E- mail: solaimani2001@yahoo.co.uk

و گروه دوم، بهبود و بازیافتن اکوسیستم‌هایی که تحت تأثیر اراضی کشاورزی حاشیه‌ای خطرناک قرار دارند (Izquierdo and Ricardo, 2009, 858). خاک‌های اراضی جنگل به علت دارا بودن مواد آلی زیاد و ساختمان مناسب همواره مورد توجه بوده‌اند، ولی تغییر در مدیریت و کاربری آنها و اعمال خاک‌ورزی، عموماً تأثیر عمده‌ای بر میزان ماده آلی و دیگر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک می‌گذارد (Marinari et al., 2006, 702; Yimer et al., 2007, 337; Li et al., 2007, 98). لذا تغییر کاربری جنگل به اراضی کشاورزی موجب کاهش درصد ماده آلی خاک، و در مقابل آن تبدیل اراضی کشاورزی به پوشش گیاهی طبیعی، می‌تواند موجب افزایش ماده آلی خاک شود (Hagedorn et al., 2001; Stoate et al., 2001; Dawson and Smith 2007, 166). ماده آلی تأثیر عمده‌ای در افزایش تولید محصول دارد و بر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی خاک نیز تأثیر مستقیمی بر جای می‌نهد. ماده آلی موجود در خاک مانع از فروپاشی خاکدانه (Emadi et al., 2009, 452)، کاهش فرسایش‌پذیری خاک (Kay, 2000; Celik 2005, 275)، افزایش ظرفیت نگهداری آب (Rumpel, 2009, 431)، افزایش نفوذپذیری خاک (Molina et al., 2007, 365; Arnau-Rosalen et al., 2008, 595)، بهبود ساختمان خاک و ممانعت از تشکیل سله (Castro Filho et al., 2002, 46) و بسیاری عوامل دیگر خواهد شد که نتیجه نهایی آنها در خاک، کاهش فرسایش (Yousefifard et al., 2007, 100; Bhupinderpal et al., 2004) است. از این رو تخریب خصوصیات فیزیکی خاک به دنبال کاهش ماده آلی در اراضی کشاورزی روی می‌دهد.

شاخص فرسایش‌پذیری خاک نیز بیان کمّی و کیفی حساسیت ذاتی ذرات خاک به جدا شدن و انتقال به‌وسیله عوامل فرسایشی است و در واقع بیانگر تأثیرگذاری بسیاری از خصوصیات خاک و نیز تأثیرات متقابل آنهاست. این شاخص نیز خود از تغییر کاربری تأثیر می‌پذیرد، به طوری که با کاهش ماده آلی خاک، پایداری خاکدانه‌های مرطوب، میانگین وزنی قطر خاکدانه و تخریب ساختمان خاک طی تغییر کاربری جنگل به اراضی کشاورزی، این عمل موجب افزایش فرسایش‌پذیری خاک خواهد شد. در این زمینه بویکس فایس[1] و همکاران (۲۰۰۱، ۵۷) به این نتیجه اشاره کردند که میزان فرسایش‌پذیری خاک در اراضی زراعی حدود ۲/۴ برابر بیشتر از اراضی جنگلی اندازه‌گیری شده است. مطالعات متعددی نیز در زمینهٔ تأثیر تغییر کاربری بر خصوصیات خاک انجام شده است. کلیک (۲۰۰۵، ۲۷۰) به بررسی تأثیر تغییر کابری بر میزان ماده آلی و خصوصیات فیزیکی خاک در سه کاربری جنگل، مرتع و اراضی زراعی پرداخت. نتایج نشان داد که درصد ماده آلی خاک اندازه‌گیری شده در اراضی زراعی در لایه ۱۰-۰ سانتی‌متر ۴۴ و ۴۸ درصد و در لایه ۲۰-۰ سانتی‌متری خاک ۴۸ و ۵۰ درصد در مقایسه با کاربری جنگل و مرتع کاهش پیدا کرده است. همچنین مقدار فرسایش‌پذیری اندازه‌گیری شده در اراضی کشاورزی به ترتیب ۲/۴ و ۲ برابر بیشتر از کاربری جنگل و مرتع محاسبه شد، که این امر مشخص‌کننده بیشتر بودن آسیب‌پذیری اراضی کشاورزی در مقایسه با کاربری جنگل و مرتع است. جعفری[2] و همکاران (۲۰۰۶، ۱۹) در تحقیقی بر روی خاک اراضی کشاورزی شامل دیم پرشیب، دیم کم‌شیب و اراضی مرتعی در استان کرمانشاه، به این نکته اشاره کردند که در مناطق مختلف، تیمارهای زراعی متفاوت و لایه‌های سطحی و میانی و

1. Boix-Fayos
2. Jafari

تحتانی خاک، با احتمال ۹۹ درصد اختلاف معنی‌داری از نظر درصد ماده آلی خاک وجود دارد. آنان در ادامه بیان کردند که کاربری مرتع و اراضی دیم پرشیب به ترتیب بیشترین و کمترین درصد ماده آلی را در خود دارند. مارتینزمنا[1] و همکاران (۲۰۰۸، ۱۱۹) مطالعه‌ای را به‌منظور بررسی تغییر کاربری بر میزان کربن آلی و هدررفت خاک انجام دادند. نتایج به دست آمده نشان داد که با تغییر کاربری جنگل به اراضی تحت کشت زیتون، هدررفت خاک به میزان هفت برابر افزایش یافته است و کربن آلی خاک نیز طی این تغییر به میزان ۵۰ درصد در لایه سطحی خاک کاهش پیدا کرده است. چیبسا و طاها[2] (۲۰۰۹، ۱۲۳۱) به بررسی تغییرات درصد ماده آلی خاک در چهار عمق ۵-۰، ۱۵-۵، ۳۰-۱۵ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متر تحت چهار کاربری مختلف پرداختند. در این بررسی کاربری اراضی جنگل، گندم‌زار، آیش و کشت شده مورد مطالعه قرار گرفت. نتایج نشان داد که میزان ماده آلی خاک در همه کاربری‌های مورد مطالعه با افزایش عمق کاهش یافته است و به علاوه، اینان بیان کردند که بیشترین و کمترین میزان ماده آلی خاک به ترتیب در عمق ۵-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متر در اراضی جنگل مشاهده شده است. گیسن[3] و همکاران (۲۰۰۹، ۸۷) در تحقیقی به‌منظور بررسی تأثیر تغییر کاربری بر برخی از خصوصیات شیمیایی خاک در نواحی استوایی به این نکته اشاره کردند که تغییر کابری طی ۱۵ سال تأثیر مشخص و معنی‌داری بر خصوصیات شیمیایی خاک در این منطقه نگذاشته است.

با توجه به مطالب درج شده، در این مطالعه کوشش شد تا با بررسی تأثیر تغییر کاربری بر برخی از خصوصیات مهم خاک، گام مؤثری در راه جلوگیری از تخریب هر چه بیشتر منابع طبیعی برداشته شود و از این طریق کمکی هر چند کوچک به برنامه‌ریزی اصولی در این زمینه صورت گیرد. بدین ترتیب، این پژوهش با هدف بررسی تأثیر تغییر کاربری جنگل به اراضی زراعی و باغ بر برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک، و در ادامهٔ آن شناخت شماری از متغیرهای مؤثر خاک بر شاخص فرسایش‌پذیری، صورت گرفته است.

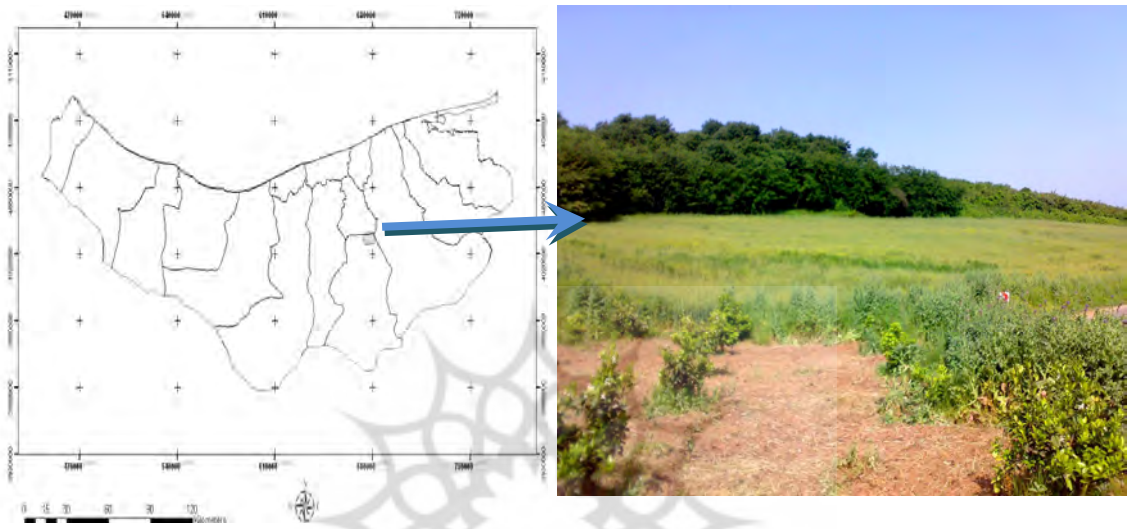
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه بخشی از حوضه آبخیز برنجستانک است که در قسمت مرکزی استان مازندران در ۱۰ کیلومتری شمال‌شرقی شیرگاه و ۱۳ کیلومتری جنوب‌شرقی شهرستان قائم‌شهر واقع شده است (شکل ۱). وسعت این حوضه حدود ۳۷ کیلومترمربع، حداقل ارتفاع حوضه ۱۵۳ متر در محل خروجی و حداکثر ارتفاع آن ۷۷۷/۲ متر است. موقعیت جغرافیایی این حوزه در بین عرض شمالی ″36°21′8 تا ″36°23′59 و طول شرقی ″52°56′10 تا ″53°1′44 واقع است. اقلیم این منطقه معتدل و مرطوب، میانگین بارندگی سالانه آن ۹۰۵ میلی‌متر و متوسط دمای سالانه‌اش ۱۶ درجه سانتی‌گراد است. خاک‌های منطقه عمیق، و دارای بافت سنگین تا خیلی‌سنگین‌اند و نفوذپذیری‌شان نیز کم تا متوسط است. پوشش نباتی حوضه شامل جنگل انبوه، جنگل نیمه‌انبوه و اراضی کشاورزی پراکنده است. پوشش جنگلِ این واحد از اراضی را اغلب

1. Martinez-Mena
2. Chibsa and Ta’a
3. Geissen

ممرز و انجیلی تشکیل می‌دهند. در این تحقیق نیز سه کاربری جنگل، زراعت دیم (گندم) و اراضی باغ که حدود ۱ سال از زمان تبدیل آن از اراضی زراعی گندم می‌گذشت، مورد بررسی قرار گرفت. در این پژوهش کاربری گندم مورد مطالعه کاملاً در مجاورت جنگل قرار داشت و براساس اطلاعات به دست آمده از اهالی منطقه، حداقل ۱۵ سال از زمان تبدیل آن از کاربری جنگل می‌گذشت.



شکل ۱. موقعیت منطقه مورد مطالعه در استان مازندران

روش نمونه‌برداری و تجزیه آزمایشگاهی خاک

در هر کاربری نمونه‌های خاک در قالب طرح بلوک کاملاً تصادفی از دو عمق ۱۰-۰ و ۲۰-۱۰ سانتی‌متر برداشته و مقایسه شدند. در هر عمق نیز نمونه‌های خاک در ۷ تکرار به طور جداگانه برداشت شد. با توجه به اینکه تغییر کاربری عموماً تغییرات عمده‌ای را بر لایه سطحی ۲۰-۰ سانتی‌متر می‌گذارد، بدین‌منظور این عمق هم در نظر گرفته شد. از سوی دیگر، با توجه به این امر که اراضی زراعی و باغ مورد مطالعه مربوط به اهالی منطقه‌اند، لذا امکان حفر پروفیل در هفت تکرار و در نظر گرفتن لایه تحتانی خاک در هر کاربری و به ویژه در اراضی زراعی میسر نبود. سپس نمونه‌ها به‌منظور انجام آزمایش‌های ذی‌ربط، در هوا خشک گردید و پس از عبور از الک ۲ میلی‌متری به آزمایشگاه منتقل شد. بافت خاک به روش هیدرومتری تعیین شد. وزن مخصوص ظاهری خاک از طریق روش سیلندر محاسبه گردید (Blacke and Hartge, 1986). ماده آلی به روش بلک و والکی (Schnitzer, 1982) نیتروژن کل به روش کلدال (Bremner and Mulvaney, 1982) هدایت الکتریکی و اسیدیته با تهیه عصاره اشباع و به‌وسیله EC متر و pH متر دیجیتالی محاسبه شد. برای تعیین مقدار عامل فرسایش‌پذیری خاک، رابطه و شکل ارائه شده ویشمایر[1] و همکاران (۱۹۸۷) مورد استفاده قرار گرفت.

1. Wischmeier

$$100K = 2/1M^{1/4} \times 10^{-4} \times (12 - \%OM) + 3/25(S-2) + 2/5(P-3)$$ رابطه (۱)

که در آن M حاصل‌ضرب (درصد رس −۱۰۰) در «درصد سیلت + درصد شن خیلی ریز»، OM درصد ماده آلی، S کلاس ساختمان خاکدانه‌ها، P کلاس نفوذپذیری پروفیل، و K مقدار عددی عامل فرسایش‌پذیری خاک در سیستم انگلیسی است. درصد شن ریز نیز با الک اندازه‌گیری شد. شدت نفوذپذیری آب در خاک هم با استفاده از روش استوانه مضاعف با سه تکرار در هر کاربری تعیین گردید و کلاس ساختمان خاک با استفاده از کتابچه دستی ملی خاک‌ها تعیین شد.

روش تجزیه و تحلیل اطلاعات

پس از جمع‌آوری و ثبت داده‌ها در محیط نرم‌افزاری Excel، برای آنالیز آماری از نرم‌افزار SPSS15 استفاده شد. در اولین مرحله نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف ـ اسمیرنوف انجام گرفت (گیسن و همکاران، ۲۰۰۹، ۸۹). آنالیز واریانس یک‌طرفه و مقایسه میانگین‌ها براساس آزمون دانکن در سطح ۵ درصد انجام پذیرفت. سپس از روش همبستگی پیرسون، میزان تأثیر و معنی‌داری هر یک از متغیرهای مورد نظر خاک با میزان فرسایش‌پذیری مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌های تحقیق

درصد ماده آلی و نیتروژن کل

نتایج مربوط به درصد ماده آلی و نیتروژن اندازه‌گیری شده در جدول ۱ نشان داده شده است. طبق این نتایج تغییر کاربری جنگل به اراضی زراعی و باغ موجب کاهش معنی‌دار درصد ماده آلی و نیتروژن خاک شده است، که این مسئله می‌تواند موجب کاهش حاصلخیزی خاک، کاهش عملکرد و مستعد شدن اراضی برای فرسایش گردد. نتایج نشان داد که درصد ماده آلی مشاهده شده در اراضی زراعی و باغ، کاهشی برابر با ۴۴/۲۴ و ۴۵/۴۵ درصد در لایه ۱۰−۰ سانتی‌متر و ۶۹−۴۲ و ۴۳ درصد در لایه ۲۰−۱۰ سانتی‌متر در مقایسه با کاربری جنگل داشته است. نیتروژن مهم‌ترین عنصر مورد نیاز برای رشد گیاهان است. این عنصر غذایی طی تغییر کاربری جنگل کاهش معنی‌داری را نشان داده است. حداکثر نیتروژن کل در لایه ۱۰−۰ سانتی‌متر در کاربری جنگل به میزان ۰/۳۰۳ درصد، و حداقل آن در لایه ۲۰−۱۰ سانتی‌متر در کاربری باغ به میزان ۰/۱۹۰ درصد مشاهده شد، که کاهشی معادل با ۳۷/۳۲ درصد را نشان می‌دهد (جدول ۱). لمینی و ایتنا[1] (۲۰۰۴، ۱۸۲) در مطالعات‌شان به کاهش کربن آلی و نیتروژن کل خاک در اراضی کشاورزی در مقایسه با اراضی

1. Lemenih and Itanna

جنگلی اشاره کردند. نتایج این تحقیق نشان داد که در تمام کاربری‌های مورد مطالعه، بیشترین درصد ماده آلی و نیتروژن کل خاک در لایه سطحی (۱۰-۰ سانتی‌متر) و کمترین میزان آن در لایه زیرین آن (۲۰-۱۰ سانتی‌متر) اندازه‌گیری شد (جدول ۱). کلیک (۲۰۰۵، ۲۷۳) و چیبسا و آها (۲۰۰۹، ۱۲۳۷) در مطالعات خود به این نتیجه رسیدند که لایه سطحی خاک از نظر درصد ماده آلی و نیتروژن کل شرایط مناسب‌تری در قیاس با لایه تحتانی خاک دارد. می‌توان بیان کرد که در خاک جنگل، به دلیل عدم کشت و زرع و نیز وجود لاشبرگ فراوان، بین تجزیه سریع ماده آلی خاک و تجمع سریع لاشبرگ توازن وجود دارد اما در اراضی زراعی و باغ این توازن به چشم نمی‌خورد. مهم‌ترین عاملی که در تسریع کاهش ماده آلی در خاک تأثیر می‌گذارد، کشت‌وکار است که موجب افزایش تجزیه مواد آلی خاک طی عملیات شخم می‌شود (Six et al., 2000, 684). حساسیت بیشتر اراضی کشاورزی در برابر فرسایش، عاملی برای کاهش ماده آلی و نیتروژن کل خاک به‌شمار می‌آید، به‌طوری که بخش عمده‌ای از کربن آلی و نیتروژن خاک از طریق فرایند فرسایش و به صورت محلول همراه با رواناب از دسترس خارج خواهد شد (Gregorich et al., 1998, 295; Martinsmena et al., 2002, 127; Tejada and Gonzalez, 2008, 325) علاوه بر این، عملیات خاک‌ورزی سبب مخلوط شدن لایه‌های زیرین خاک با درصد کربن آلی کمتر با خاک رویی حاوی کربن آلی بیشتر می‌شود و در نتیجه موجب کاهش کربن آلی خاک سطحی در قیاس با حالت اولیه می‌گردد (گرگوریچ و همکاران، ۱۹۹۸، ۲۹۵؛ یوسفی‌فرد و همکاران، ۲۰۰۷، ۱۰۰) و در نتیجه سبب افزایش معدنی شدن نیتروژن و کاهش نیتروژن خاک می‌شود.

وزن مخصوص ظاهری

جدول ۱ نتایج حاصل از وزن مخصوص اندازه‌گیری شده در دو لایه ۱۰-۰ و ۲۰-۱۰ سانتی‌متر را نشان می‌دهد. نتایج به‌دست آمده بیانگر آن‌اند که عملیات کشت‌وکار و خاک‌ورزی پس از تغییر کاربری جنگل سبب افزایش معنی‌دار وزن مخصوص ظاهری در اراضی زراعی و باغ شده است که با نتایج بکت و استرسنیجدر[1] (۲۰۰۳، ۹۳)، کلیک (۲۰۰۵، ۲۷۳)، پیوجت و لال[2] (۲۰۰۵، ۲۰۳) و بهرامی[3] و همکاران (۲۰۱۰، ۶۰۲) مطابقت دارد. در مقابل، احمدی ایلخچی[4] و همکاران (۲۰۰۲، ۱۰۹)، بروار[5] و همکاران (۲۰۰۶، ۱۲) و حاج‌عباسی[6] و همکاران (۲۰۰۷، ۵۳۰) در مطالعات خود تغییر معنی‌داری را در وزن مخصوص ظاهری خاک به دلیل تغییر کاربری مشاهده نکردند. همچنین با توجه به جدول ۱ مشخص می‌شود که در کاربری‌های مورد مطالعه، با افزایش عمق نیز وزن مخصوص ظاهری افزایش می‌یابد. می‌توان انتظار داشت که عملیات خاک‌ورزی و به‌هم زدن خاک سطحی، موجب کاهش ماده آلی و در پی آن تخریب خاک شود، در نتیجه خلل و

1. Bewket and Stroosnijder
2. Puget and Lal
3. Bahrami
4. Ahmadi Ilkhchi
5. Breuer
6. Hajabbasi

فرج خاک کاهش پیدا کند و وزن مخصوص ظاهری افزایش یابد (Ferreras et al., 2000, 36; Klick, 2005, 271; Bahrami et al., 2010, 602). لذا با کاهش درصد ماده آلی، سبک شدن بافت و تخریب ساختمان خاک طی تغییر کاربری جنگل به اراضی کشاورزی، وزن مخصوص ظاهری افزایش می‌یابد.

بافت خاک

نتایج مربوط به درصد ذرات رس، سیلت و شن اندازه‌گیری شده، در جدول ۱ ارائه گردیده است. مقایسه میانگین‌ها نشان داد که تغییر کاربری جنگل به اراضی زراعی و باغ، تأثیر مشخص و معنی‌داری روی درصد ذرات رس و سیلت ندارد؛ و تنها در لایه ۱۰-۰ سانتی‌متر تفاوت معنی‌داری از لحاظ درصد ذرات شن مشاهده شده است. روند کلی تغییرات درصد رس و سیلت و شن طی تغییر کاربری، نشان می‌دهد که با تغییر کاربری جنگل به اراضی زراعی و باغ، درصد رس و سیلت کاهش پیدا می‌کند و میزان شن افزایش می‌یابد. بکت و استرسنیجدر (۲۰۰۳، ۹۳) و مارتینزمنا و همکاران (۲۰۰۸، ۱۲۱) در مطالعات خود مشاهده کردند که طی تغییر کاربری جنگل، میزان رس و سیلت کاهش می‌یابد و بر میزان و درصد شن افزوده خواهد شد. در توجیه این نتیجه می‌توان بیان کرد که با کاهش ماده آلی خاک و به موجب آن کاهش پایداری خاکدانه طی تغییر کاربری جنگل، میزان فرسایش افزایش پیدا می‌کند و در طول فرایند انتخابی فرسایش در جداسازی ذرات خاک، ذرات رس و سیلت جدا می‌شوند و به مناطق پایین‌دست انتقال می‌یابند (بکت و استرسنیجدر، ۲۰۰۳، ۹۳، کلیک، ۲۰۰۵، ۲۷۴). همچنین لال[1] (۱۹۹۵) بیان می‌کند که فرسایش آبی فرایندی انتخابی است که طی آن ذرات ریزدانه خاک با چگالی پایین جدا و منتقل می‌شوند.

اسیدیته و هدایت الکتریکی

با توجه به نتایج مندرج در جدول ۱، میانگین تغییرات اسیدیته خاک در کاربری‌های مورد مطالعه بین ۷/۰۲ تا ۷/۵۰ در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متر و بین ۶/۹۵ تا ۷/۵۰ در عمق ۲۰-۱۰ سانتی‌متر اندازه‌گیری شده است. طبق این نتایج کمترین مقدار اسیدیته خاک در کاربری جنگل مشاهده شد. به طور کلی می‌توان بیان کرد که تغییر کاربری جنگل در منطقه مورد مطالعه به اراضی کشاورزی موجب افزایش معنی‌دار اسیدیته خاک در لایه ۲۰-۱۰ سانتی‌متر شده است. افزایش اسیدیته خاک طی تغییر کاربری جنگل به اراضی کشاورزی در مطالعات بکت و استرسنیجدر (۲۰۰۳، ۹۶) و تجادا و گنزالز (۲۰۰۸، ۳۲۹) تأیید شده است. این افزایش احتمالاً وابسته به فعالیت‌های مدیریتی از جمله کوددهی است (گیسن و همکاران، ۲۰۰۹، ۹۴). افزون بر اینها، بالسدنت[2] و همکاران (۲۰۰۰، ۲۲۳) اظهار کردند که کشت و زرع به دلیل تأثیر بر فعالیت میکروارگانیسم، ارگانیسم و کربن آلی خاک موجب افزایش اسیدیته خاک خواهد شد. همچنین نتایج نشان داد که تغییر کاربری جنگل تأثیر مشخص و معنی‌داری بر هدایت الکتریکی خاک نداشته است (جدول ۱).

1. Lal
2. Balesdent

جدول ۱. مقایسه خصوصیات فیزیکی و شیمیایی مورد نظر خاک در دو لایه ۱۰-۰ و ۲۰-۱۰ سانتی‌متر در کاربری‌های مورد مطالعه*

متغیر	عمق	جنگل		گندم		باغ			
		میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	F	Sig
ماده آلی (درصد)	۱۰-۰ سانتی‌متر	a۵/۸۹	۰/۲۴۹	b۳/۲۸	۰/۳۰۲	b۳/۲۱	۰/۳۰۲	۱۹۹/۷۶۹	۰/۰۰۰
	۲۰-۱۰ سانتی‌متر	a۵/۵۶	۰/۵۵۲	b۳/۱۸	۰/۳۰۱	b۳/۱۷	۰/۴۲۱	۸۱/۹۵۸	۰/۰۰۰
نیتروژن (درصد)	۱۰-۰ سانتی‌متر	a ۰/۳۰۳	۰/۰۵۳	b۰/۲۰۱	۰/۰۳	b۰/۱۹۸	۰/۳۴۳	۲۳/۳۵۰	۰/۰۰۰
	۲۰-۱۰ سانتی‌متر	a۰/۲۸۷	۰/۰۴۷	b۰/۱۹۱	۰/۰۲۷	b۰/۱۹۰	۰/۰۴۲	۱۳/۷۴۰	۰/۰۰۰
وزن مخصوص (g/cm3)	۱۰-۰ سانتی‌متر	۱/۲۶	۰/۰۸	b۱/۳۹	۰/۰۹۹	b۱/۳۶	۰/۰۸۳	۱۰/۰۰۸	۰/۰۰۱
	۲۰-۱۰ سانتی‌متر	a۱/۲۹	۰/۰۷۶	b۱/۴۴	۰/۱۰۶	b۱/۳۹	۰/۰۶۹	۷/۷۰۳	۰/۰۰۴
رس (درصد)	۱۰-۰ سانتی‌متر	a۳۸/۱۴	۳/۴۳	a۳۶/۱۴	۳/۸	a۳۶/۴۲	۳/۲	۰/۶۷۲	۰/۵۲۳
	۲۰-۱۰ سانتی‌متر	a۳۸	۰/۳۹	a۳۶/۷۱	۳/۵۴	a۳۷	۵/۵۶	۰/۱۶۳	۰/۸۵۰
سیلت (درصد)	۱۰-۰ سانتی‌متر	a۳۶/۷۱	۲/۵۶	a۳۴/۸۵	۳/۰۷	a۳۴/۱۴	۳/۵۷	۱/۲۸۲	۰/۳۰۲
	۲۰-۱۰ سانتی‌متر	a۳۶/۲۸	۲/۳۳	a۳۶	۲/۵۱	a۳۶/۱۴	۵/۱۷	۰/۰۱۳	۰/۹۸۷
شن (درصد)	۱۰-۰ سانتی‌متر	a۲۵/۱۴	۲/۷۹	b۲۹	۲	b۲۹/۴۲	۲/۶۳	۶/۲۳۶	۰/۰۰۹
	۲۰-۱۰ سانتی‌متر	a۲۶/۸۵	۳/۰۷	a۲۷/۲۸	۴/۴۶	a ۲۶/۴۲	۲/۷۹	۰/۴۱۹	۰/۶۶۴
اسیدیته (pH)	۱۰-۰ سانتی‌متر	a۷/۰۲	۰/۰۱۹	ab۷/۴۷	۰/۰۲۸	b۷/۵۲	۰/۳۱	۳/۱۰۱	۰/۰۷۰
	۲۰-۱۰ سانتی‌متر	a۶/۹۵	۰/۲۳	b۷/۵۰	۰/۰۳۷	b۷/۴۵	۰/۳۳	۷/۷۷۰	۰/۰۰۴
هدایت الکتریکی (EC)	۱۰-۰ سانتی‌متر	a۰/۵۶۵	۰/۰۴	a۰/۵۷۴	۰/۰۴۲	a ۰/۵۷۱	۰/۰۴۷	۰/۰۸۸	۰/۹۱۶
	۲۰-۱۰ سانتی‌متر	a۰/۵۶۱	۰/۰۴۷	a۰/۵۸۲	۰/۰۴۴	a ۰/۵۵۸	۰/۰۳۲	۰/۷۲۸	۰/۴۹۷

* علائم غیرمشابه هر ردیف نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار آماری بین کاربری‌ها در سطح احتمال ۵ درصد است.

فرسایش‌پذیری خاک

نتایج مربوط به فرسایش‌پذیری خاک اندازه‌گیری شده در جدول ۲ ارائه گردیده است. Sig نیز میزان معنی‌داری را در هر ردیف نشان می‌دهد، که کوچک‌تر از ۰/۰۵ بیانگر معنی‌داری و بزرگ‌تر از ۰/۰۵ بیانگر عدم معنی‌داری در میزان فرسایش‌پذیری خاک است.

جدول ۲. مقایسه شاخص فرسایش‌پذیری خاک در دو لایه ۱۰-۰ و ۲۰-۱۰ سانتی‌متر در کاربری‌های مورد مطالعه

متغیر	عمق	جنگل		گندم		باغ			
		میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	F	sig
فرسایش‌پذیری	۱۰-۰ سانتی‌متر	a۰/۱۱۵	۰/۰۱۳	۰/۰۲۲	b۰/۲۲۵	۰/۰۲۱	b۰/۲۲۲	۷۳/ ۵۲۹	۰/۰۰۰
	۲۰-۱۰ سانتی‌متر	۰/۰۱۸	a۰/۱۱۷	۰/۰۱۷	b۰/۲۳۲	۰/۰۳۰	b۰/۲۳۰	۵۷/۴۰۸	۰/۰۰۰

* علائم غیرمشابه هر ردیف نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار آماری بین کاربری‌ها در سطح احتمال ۵ درصد است.

بررسی این نتایج بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار بین کاربری‌های مورد مطالعه از نظر فرسایش‌پذیری خاک است. حداکثر مقدار فرسایش‌پذیری در لایه ۲۰-۱۰ سانتی‌متر در اراضی زراعی به میزان ۰/۲۳۲، و حداقل آن در لایه ۱۰-۰ سانتی‌متر

اراضی جنگل به میزان ۰/۱۱۵ مشاهده می‌شود. نتایج این تحقیق نشان داد که با تغییر کاربری جنگل، شاخص فرسایش‌پذیری در اراضی زراعی و باغ در لایه ۱۰-۰ سانتی‌متر به ترتیب ۱/۹۵ و ۱/۹۲ برابر و در لایه ۲۰-۱۰ سانتی‌متر ۱/۹۷ و ۱/۹۶ برابر شده است که با نتایج بویکس فایس و همکاران (۲۰۰۱، ۵۷) و کلیک (۲۰۰۵، ۲۷۴) هم‌سو است. همچنین ساین و کرا[1] (۲۰۰۸) با بررسی شاخص فرسایش‌پذیری در چهار کاربری مرتع، جنگل، کشاورزی و بایر، میزان این شاخص را در مرتع بیش از جنگل و در کشاورزی و بایر بیش از مرتع و جنگل اعلام کردند. با توجه به جدول ۲، مشخص می‌شود که در سه کاربری مورد مطالعه، شاخص فرسایش‌پذیری با افزایش عمق هم افزایش می‌یابد؛ و بین اراضی زراعی و باغ اختلاف معنی‌داری در دو لایه سطحی ۱۰-۰ و ۲۰-۱۰ سانتی‌متر مشاهده نشده است. می‌توان انتظار داشت که از بین بردن پوشش گیاهی پایا، کاهش ماده آلی، تخریب ساختمان خاک و کاهش پایداری خاکدانه‌ها طی تغییر کاربری جنگل به اراضی زراعی و باغ، موجب افزایش فرسایش‌پذیری خاک شود.

به‌منظور شناخت ارتباط بین متغیرهای کمّی اندازه‌گیری‌شده در لایه ترکیب‌شده ۲۰-۰ سانتی‌متر خاک با میزان فرسایش‌پذیری در کاربری‌های مورد مطالعه، ماتریس همبستگی تشکیل گردید که نتایج حاصل از آن در جدول ۳ ارائه شده است. با توجه به دستیابی به ضریب تبیین بالا در جدول ماتریس همبستگی، ارتباط بین برخی از متغیرهای مورد مطالعه در هیچ یک از سطوح احتمال ۱ تا ۵ درصد معنی‌دار نیست که این امر دال بر فقدان مقدار کافی نمونه در گروه‌های مورد بررسی است. با توجه به نتایج جدول ۳ مشخص می‌شود که ارتباط متغیرهای رس و ماده آلی و نیتروژن کل خاک به صورت منفی است؛ و در مقابل، درصد سیلت و شن ریز ارتباط مثبت با میزان فرسایش‌پذیری دارد. می‌توان اظهار کرد که ذرات رسی همانند سیمان در خاکدانه‌ها عمل می‌کنند (رفاهی[2]، ۱۳۸۲، ۶۵) و به دلیل داشتن خاصیت چسبندگی، موجب افزایش ثبات خاکدانه‌ها و در نتیجه کاهش فرسایش‌پذیری خاک می‌شوند (Attou et al., 1988; Zhang et al., 2004; Korkanc et al., 2008, 366).

نتایج نشان داد که درصد سیلت و شن ریز همبستگی مثبت و معنی‌داری با فرسایش‌پذیری دارند. بررسی‌های مختلف نشان می‌دهد که ذرات سیلت و شن ریز به این دلیل که فاقد خاصیت چسبندگی‌اند و بر اثر مرطوب شدن خاکدانه‌ها به سهولت شکسته می‌شوند و منتقل می‌گردند، تأثیر افزایشیِ عمده‌ای بر فرسایش‌پذیری دارند (Duiker et al., 2001, 115). پریسو[3] و همکاران (۲۰۰۳، ۷۶) نیز نشان دادند که درصد شن خیلی ریز و سیلت نقش عمده‌ای در تغییرات میزان فرسایش و هدررفت خاک دارند. به‌علاوه، ماده آلی و نیتروژن کل در کاهش فرسایش‌پذیری مؤثرند. ماده آلی موجود در خاک موجب بهبود ساختمان خاک، پایداری خاکدانه‌ها و در نتیجه کاهش فرسایش‌پذیری می‌شود. ارتباط منفی ماده آلی با فرسایش‌پذیری، با نتایج بسیاری از محققان از جمله کی (۲۰۰۰)، دویکر و همکاران (۲۰۰۱، ۱۰۴)، فیض‌نیا[4] و همکاران (۲۰۰۵، ۱۹) و کلیک (۲۰۰۵، ۲۷۴) تأیید گشته است.

1. Singh and Khera
2. Refahi
3. Parysow
4. Feiznia

جدول ۳. ضریب همبستگی بین فرسایش‌پذیری و متغیرهای کمّی مورد نظر خاک در لایه ۲۰-۰ سانتی‌متر

	جنگل		زراعی		باغ	
متغیر	همبستگی	معنی‌داری	همبستگی	معنی‌داری	همبستگی	معنی‌داری
رس	*-۰/۷۵۸	۰/۰۴۹	-۰/۶۲۱	۰/۱۳۶	-۰/۴۷۷	۰/۲۷۹
سیلت	۰/۵۲۱	۰/۲۳۱	۰/۳۶۹	۰/۴۱۶	*۰/۷۵۶	۰/۰۴۹
شن ریز	۰/۶۰۰	۰/۱۵۵	*۰/۸۲۵	۰/۰۲۲	*۰/۸۶۳	۰/۰۱۲
شن	-۰/۳۳۷	۰/۴۵۹	-۰/۶۲۰	۰/۱۳۷	-۰/۱۹۴	۰/۶۷۷
ماده آلی	*-۰/۷۸۲	۰/۰۳۸	-۰/۷۳۵	۰/۰۶۰	-۰/۷۰۶	۰/۰۷۶
نیتروژن کل	-۰/۶۵۲	۰/۰۵۷	-۰/۶۹۰	۰/۰۴۸	-۰/۶۱۲	۰/۰۶۲
وزن مخصوص	-۰/۱۸۷	۰/۶۸۸	۰/۲۶۶	۰/۵۶۵	۰/۲۹۰	۰/۵۲۸
اسیدیته	۰/۰۷۰	۰/۸۸۱	۰/۲۲۴	۰/۶۲۹	۰/۲۴۸	۰/۵۹۱
هدایت الکتریکی	-۰/۰۴۸	۰/۹۱۸	-۰/۰۵۴	۰/۹۰۸	۰/۱۱۰	۰/۸۱۴

* همبستگی در سطح ۹۵ درصد

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش گویای وجود تفاوت معنی‌دار آماری در مقادیر شن، ماده آلی، نیتروژن کل، وزن مخصوص ظاهری و اسیدیته خاک و عدم اختلاف معنی‌دار در مقادیر رس، سیلت، هدایت الکتریکی طی تغییر کابری جنگل به اراضی زراعی و باغ است. براساس این نتایج، مشخص شد که تغییر کاربری جنگل موجب کاهش درصد ماده آلی، نیتروژن کل، رس و سیلت و نیز افزایش درصد ذرات شن، اسیدیته خاک و وزن مخصوص ظاهری خاک شده است. با توجه به یافته‌های حاصل از تحقیق مورد بحث، این نتیجه به دست آمد که توانایی کاربری‌های مورد مطالعه از لحاظ پتانسیل فرسایش‌پذیری خاک از لحاظ آماری کاملاً متفاوت بوده است، به‌طوری که با تغییر کاربری جنگل، به دلیل کاهش پوشش گیاهی پایا، ماده آلی، تخریب ساختمان خاک و کاهش پایداری خاکدانه‌ها، شاخص فرسایش‌پذیری خاک در اراضی زراعی و باغ افزایشی حدود دو برابر داشته است. بنابراین، با توجه به اهمیت اکولوژیکی جنگل‌های شمال کشور، نتایج این تحقیق ضرورت توجه بیشتری به مطالعه قابلیت، اصلاح و تغییر کاربری اراضی در این مناطق را بیش از پیش نشان می‌دهد.

منابع

Ahmadi Ilkhchi, A., Hajabbasi M. and Jalaliyan, A., 2002, **Effect of Conversion Range Land into Non-Irrigate on Runoff Content,** Soil Loss and Soil Quality in Dorahan, Chaharmahal Bakhtiyari, Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resourses, 4, PP. 103-114.

Arnau-Rosalen, E., A. Calvo-cases, C. Biox-fayos, and P. Sarah, 2008, **Analysis of Soil Surface Component Patterns Affecting Runoff Generation, An Example of Methods Applied to Mediterranean Hill Slopes in Alicante** (Spain), Geomorphology, 101, pp. 595-606.

Attou, F., A. Bruand and Y. Le Bissonnais, 1998, **Effect of Clay Content and Silt-Clay Fabric on Stability of Artificial Aggregates,** Euro. J. Soil Science, 49, pp. 569-577.

Bahrami, A., I. Emadodin, M. Ranjbar-Atashi, and H. Rudolf-Bork, 2010, **Land Use Change and Soil Degradation: A Case Study, North of Iran,** Agric. Biol. J. N. Am, 1, 4, PP. 600-605.

Baldock, J.A. and P.N. Nelson, 2000, **Soil Organic Matter,** In: Sumner, M.E. (Ed.), Handbook of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, pp. 25–84.

Balesdent, J., C. Chenu and M. Balabane, 2000, **Relationship of Soil Organic Matter Dynamics to Physical Protection and Tillage,** Soil and Till Research, 53, PP. 215-230.

Bewket, W. and I. Stroosnijder, 2003, **Effects of Agro-ecological Land Use Succession on Soil Properties in Chemoga Watershed,** Blue Nil Basins, Ethiopia, Geoderma, 111, pp. 85-95.

Bhupinderpal-Singh- Hedley, M.J., S. Saggar and G.S. Francis, 2004, **Chemical Fractionation to Characterize Changes in Sulphur and Carbon in Soil Caused by Management,** Eur.J.Soil Sci, 55, pp. 79–90.

Blake, G.R. and K.H. Hartge, 1986, **Bulk Density,** In: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analysis, Part 1, 2nd Edition. Agronomy Monograph, Vol. 9. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 363–375.

Boix-Fayos, C., A. Calvo-Cases, A.C., Imeson and M.D. Soriano-Soto, 2001, **Influence of Soil Properties on the Aggregation of some Mediterranean Soils and the Use of Aggregate Size and Stability as Land Degradation Indicators**, Catena, 44, pp. 47–67.

Bremner, J.M. and C.S. Mulvaney, 1982, **Nitrogen-total,** In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), Methods of Soil Analysis, 2. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 595–624.

Breuer, L., T. Keller, J.A., Huisman and H.G. Frede, 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, pp. 6–18.

Castro Filho, C., A. Lourenco, M. de F. Guimaraes and I.C.B. Fonseca, 2002, **Aggregate Stability under Different Soil Management Systems in a Red Latosol in the State of Parana,** Brazil, Soil Tillage Research, 65, pp. 45–51.

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, pp. 270-277.

Chibsa, T. and A. Ta'a, 2009, **Assessment of Soil Organic Matter under Four Land Use Systems,** In Bale Highlands, Southeast Ethiopia A. Soil Organic Matter Contents in Four Land Use Systems: Forestland, Grassland, Fallow Land and Cultivated Land, World Applied Sciences Journal, 6 (9), pp. 1231-1246.

Dawson, J.J.C. and P. Smith, 2007, **Carbon Losses from Soil and its Consequences for Land Use Management, Sci,** Total Environ, 382, pp. 165–190.

Duiker, S.W., D.C. Flangman and R. Lal, 2001, **Erodibility and Infiltration Characteristics of five Major Soils of South-West Spain,** Catena, 45, 2, pp. 103–121.

Emadi, M., M. Baghernejad and H.M. Memarian, 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, pp. 452–457.

Feiznia, S., J. Ghauomian and M. Khadjeh, 2005, **The Study of the Effect of Physical, Chemical, and Climate Factors on Surface Erosion Sediment Yield of Loess Soils (Case Study in Golestan Province),** Pajouhesh and Sazandegi, 66, pp.14-24.

Ferreras, L.A., L. Costa and S. Pecorari, 2000, **Effect of No Tillage on some Soil Physical Properties of a Structural Degraded Petrocalcic Paleudoll of the Southern Pampa of Argenia,** Soil and Tillage Research, 54, PP. 31-39.

Geissen, V., R. Sánchez-Hernández, C. Kampichler, R.Ramos-Reyes, A. Sepulveda-Lozada, S. Ochoa-Goana, B.H. de Jong, E. Huerta-Lwanga and S. Hernández-Daumas, 2009, **Effects of land Use Change on some Properties of Tropical Soils-An Example from Southeast Mexico,** Geoderma, 151, pp. 87-97.

Gregorich, E.G., K.L. Greer, D.W. Anderson and B.C. Liang, 1998, **Carbon Distribution and losses: Erosion and Deposition Effects,** Soil and Tillage Research, 4, pp. 291-302.

Hagedorn, F., S. Maurer and P. Egli, 2001, **Carbon Sequestration in Forest Soils: Effects of Soil type, Atmospheric CO2 Enrichment, and N Deposition,** European Journal of Soil Science, 52. PP. 619–628.

Hajabbasi, M.A., A. Besalatpoor and A.R. Melali, 2007, **Effect of Conversion Range Land into Agricultural Land on some Soil Physical and Chemical Properties in South and Southwest of Esfehan,** Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resourses,42 B, PP. 525-534.

Izquierdo, A-E. and H. Ricardo Grau, 2009, **Agriculture Adjustment, Land-use Transition and Protected Areas in Northwestern Argentina,** Journal of Environmental Management, 90, pp. 858-865.

Jafari, M., H. Azarnivand, M. Souri and M.Sardari, 2006, **Study of Organic Matter Content Variation Agricultural lands (Case Study: Kermanshah Province),** Pajouhesh and Sazandegi, 71, pp. 19-24.

Kay, B.D., 2000, **Soil Structure,** In: Sumner, E.M. (Ed.), Handbook of Soil Science. CRC Press, Boca Raton London, New York, Washington, D.C., pp. 229–264.

Korkanc, S.Y., N. Ozyuvaci and A. Hizal, 2008, **Impacts of Land Use Conversion on Soil Properties and Soil Erodibility,** Journal of Environ Biology, 29, 3, PP. 363-370.

Lal, R., 1995, **Global Soil Erosion by Water and Carbon Dynamics**, In: Lal, R., Kimble, J., Levine, E., Stewart, B.A. (Eds.), Soils and Global Change, Advances in Soil Science CRC Press, Boca Raton, FL, USA: pp. 131-142.

Lemenih, M. and F. Itanna, 2004, **Soil Carbon Stock and Turnovers in Various Vegetation Types and Arable Lands Along an Elevation Gradient in Southern Ethiopia**, Geoderma, 123, pp.177–188.

Li, X.G., F.M. Li, R. Zed, Z.Y. Zhan and B. Singh, 2007, **Soil Physical Properties and Their Relations to Organic Carbon Pools as Affected by Land Use in an Alpine Pastureland,** Geoderma, 15, pp.98–105.

Marinari, S., R. Mancinelli, E. Campiglia, E. and S. Grego, 2006, **Chemical and Biological Indicators of Soil Quality in Organic and Conventional Farming Systems in Central Italy**, Ecol. Indicators, 6, pp.701–711.

Martinez-Mena, M., J. Lopez, M. Almagro, V. Boix-Fayos and J. Albaladejo, 2008, **Effect of Water Erosion and Cultivation on the Soil Carbon Stock in a Semiarid Area of South-East Spain,** Soil and Tillage Research, 99, pp. 119-129.

Parysow, P., G. Wang, G. Gertner and A.B. Anderson, 2003, **Spatial Uncertainly Analysis for Mapping Soil Erodibility Based on Joint Sequential Simulation,** Catena, 73, pp.1-14.

Puget, P. and R. Lal, 2005, **Soil Organic Carbon and Nitrogen in a Mollisol in Central Ohio as Affected by Tillage and Land Use,** Soil Till. Res, 80, pp. 201–213.

Rafahi, H.Gh. 2003, **Water Erosion and Conservation,** University of Tehran, 671pp.

Rumpel, C., A. Chabbi, N. Nunan and M.F. Dignac, 2009, **Impact of Land Use Change on the Molecular Composition of Soil Organic Matter,** Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 85, pp. 431-434.

Schnitzer, M., 1982, **Total Carbon, Organic Matter, and Carbon,** In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), Methods of Soil Analysis. Part 2, Agronomy Monograph, vol. 9, 2nd ed. American Society of Agronomy, Madison, WI , pp. 539–577.

Singh, M.J. and K.L. Khera, 2008, **Soil Erodibility Indices under Different Land uses in Lower Shiwaliks,** Tropical Ecology 49, 2, PP. 113-119.

Six, J., K. Paustian, E.T. Elliott and C. Combrink, 2000, **Soil Structure and Organic Matter, I. Distribution of Aggregate-size Classes and Aggregate-Associated Carbon,** Soil Science Society of America Journa, l 64, pp. 681–689.

Stoate C., N.D. Boatman, R. J. Borralho Rio Carvalho, C., de Snoo and P. G.R. Eden, 2001, **Ecological Impacts of Arable Intensification in Europe,** Journal of Environmental Management, 2001, Vol, 63, pp. 337–365.

Tejada, M. and J.L. Gonzalez, 2008, **Influence of Two Organic Amendments on the Soil Physical Properties, Soil Losses, Sediments and Runoff Water Quality,** Geoderma, 145, pp. 325-334.

Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenko and J.M. Melillo, 1997, **Human Domination of Earth's Ecosystems,** Science, 277, pp. 494–499.

Wischmeier, W.H. and D.D. Smith, 1978, **Predicting Rainfall Erosion Losses: a Guide to Conservation Planning,** Agriculture Handbook, No. 537., US Department of Agriculture, Washington DC.

Yimer, F., S. Ledin and A. Abdelkadir, 2007, **Changes in Soil Organic Carbon and Total Nitrogen Contents in Three Adjacent Land Use Types in the Bale Mountains,** South-Eastern Highlands of Ethiopia, Forest Ecology and Management, 242, pp. 337–342.

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

Zhang, K., S. Li, W. Peng and B. Yu, 2004, **Erodibility of Agricultural Soils and Loess Plateau of China,** Soil and Tillage Research, 76, pp. 157-165.