فصلنامه علمی - پژوهشی تحقیقات جنگل و صنوبر ایران
جلد ۲۳ شماره ۳، صفحه ۴۸۹-۴۷۸، (۱۳۹۴)

بررسی تغییر کاربری بر پویایی کربن و نیتروژن و برخی ویژگی‌های حاصلخیزی خاک در منطقه جنگلی پردانان پیرانشهر

میرحسن رسولی صدقیانی[1*]، صبری کریمی[2]، حبیب خداوردی‌لو[3]، محسن برین[4] و عباس بانج شفیعی[5]

۱*- نویسنده مسئول، دانشیار، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران. پست الکترونیک: m.rsadaghiani@urmia.ac.ir
۲- کارشناس ارشد علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران
۳- دانشیار، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران
۴- استادیار، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران
۵- استادیار، گروه جنگل‌داری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران

تاریخ دریافت: ۹۳/۰۳/۲۶ تاریخ پذیرش: ۹۴/۰۲/۰۸

چکیده

استفاده از سیستم‌های مختلف خاک‌ورزی پس از تغییر غیراصولی کاربری اراضی سبب تسریع تجزیه ماده آلی خاک می‌شود. این پژوهش با هدف بررسی اثر تغییر کاربری اراضی جنگلی به مرتع و زمین‌های کشاورزی بر کربن آلی، نیتروژن کل و شکل‌های معدنی نیتروژن (نیترات و آمونیوم) انجام شد. بدین منظور از کاربری‌های جنگلی و تغییریافته به مرتع، باغ و زراعت منطقه پردانان پیرانشهر، ۴۰ نمونه خاک از لایه سطحی صفر تا ۱۵ سانتی‌متری تهیه شد، سپس مقادیر کربن آلی، نیترات، آمونیم، نیتروژن کل و برخی ویژگی‌های خاک در نمونه‌ها اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که در اثر تغییر کاربری از جنگل به زراعت، میزان کربن آلی، نیتروژن کل و نسبت نیتروژن کل به نیتروژن معدنی به‌طور معنی‌داری به‌ترتیب به میزان ۴۴، ۴۶ و ۴۹ درصد کاهش داشت. شکل‌های معدنی نیتروژن در اراضی تغییر کاربری یافته به زراعت و باغ به‌طور متوسط ۸۰ درصد افزایش نشان داد. مقدار هدایت الکتریکی خاک‌های جنگلی نیز در اثر تغییر کاربری به باغ و زراعت، به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. همچنین اسیدیته و درصد آهک در کاربری باغ به‌طور معنی‌داری بیشتر از بقیه کاربری‌ها بود. بیشترین مقدار کلسیم و سدیم تبادلی در کاربری زراعی به‌دست آمد. درنتیجه می‌توان بیان کرد که تغییر کاربری جنگل به اراضی زراعی به‌دلیل کاهش ورودی کربن آلی و انجام عملیات خاک‌ورزی مختلف می‌تواند در درازمدت باعث کاهش کیفیت و ماده آلی خاک شود.

واژه‌های کلیدی: تغییر کاربری، جنگل‌تراشی، ویژگی‌های خاک، شکل‌های معدنی نیتروژن، کربن و نیتروژن آلی.

مقدمه

ویژگی‌های خاک نشان‌دهنده اثر نوع مدیریت اراضی و اقلیم است. تغییر کاربری به‌ویژه کشت و کار در اراضی جنگلی تخریب شده به‌سرعت کیفیت خاک را کاهش می‌دهد و از آنجاکه ترکیبات حساس در بوم‌سازگان جنگل قادر به تعدیل اثرات عملیات‌های کشاورزی بر خاک نیست، کاهش شدید کیفیت خاک ممکن است منجر به از بین رفتن باروری و حاصلخیزی در این مناطق شود (Khormali & Shamsi,

2009). البته کاهش ویژگی‌های کیفی خاک در اثر فشار جمعیت، مدیریت غیراصولی و عامل‌های تخریب محیط‌زیست و منابع طبیعی در کشورهای درحال‌توسعه باعث از بین رفتن جنگل‌ها، مراتع و پوشش گیاهی طبیعی شده است (Schoenholtz, 2000). نوع کاربری و پوشش گیاهی بر ویژگی‌های زیستی، فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها اثر می‌گذارند. از طرفی مطالعه اثر نوع کاربری و پوشش گیاهی بر نحوه عملکرد خاک در اکوسیستم از طریق ارزیابی شاخص‌های کیفی خاک امکان‌پذیر است (Puladi *et al*., 2013). ویژگی‌های دینامیک کربن و نیتروژن در ارزیابی کیفیت خاک اهمیت زیادی دارند، زیرا این ویژگی‌ها پویا هستند و به وسیله اعمال مدیریت‌های مختلف تغییر می‌کنند (Puladi *et al*., 2013). فرآیندهایی که دینامیک کربن و نیتروژن خاک متأثر از آنها است، بسیار متفاوتند و بستگی زیادی به شرایط زمین و اقلیم منطقه، نوع عملیات مدیریتی خاک و سیستم‌های کشاورزی دارند (Lal, 2004). کربن‌آلی خاک از مهمترین و کلیدی‌ترین عامل‌های مؤثر بر کیفیت خاک است و بسیار تأثیرپذیر از مدیریت‌های مختلف کشاورزی است (Islam & Weil, 2000). حفظ موادآلی خاک ازجمله عامل‌های مهم در کشاورزی پایدار است. مقدار ماده‌آلی خاک به‌دلیل اینکه ویژگی‌های شیمیایی، فیزیکی و زیستی و فرآیندهای رخ داده در آن را به‌شدت تحت تأثیر قرار می‌دهد، یکی از شاخص‌های مهم کیفیت خاک محسوب می‌شود (Baldock & Nelson, 2000).

خاک‌های با کاربری‌های تغییریافته وضعیت متفاوتی ازنظر مواد آلی و در نتیجه کربن آلی دارند (Stevens & Wesemael, 2008). مقدار کربن کل بین کاربری‌های مختلف تا بیش از ۱۵ برابر متفاوت است (Sharma & Ray, 2007). خاک‌های اراضی جنگلی به‌دلیل دارا بودن مواد آلی زیاد و ساختمان مناسب همواره مورد توجه بوده‌اند، اما تغییر در مدیریت و کاربری آنها و اعمال خاک‌ورزی تأثیر عمده‌ای بر میزان کربن آلی و دیگر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک می‌گذارد (Marinari *et al*., 2006; Li *et al*., 2007; Varamesh *et al*., 2010). Li و همکاران (۲۰۰۷) بیان داشتند که تغییر کاربری جنگل به اراضی کشاورزی موجب کاهش ۹۸ درصدی ماده آلی خاک شد و درمقابل آن، تبدیل اراضی کشاورزی به پوشش گیاهی طبیعی می‌تواند موجب افزایش ماده آلی خاک شود (Hagedorn *et al*., 2001; Stoate *et al*., 2001; Dawson & Smith, 2007).

نیتروژن یکی از عناصر اصلی مورد نیاز گیاهان است (Ghorbanzadeh *et al*., 2013) که در طبیعت در سطح وسیعی پراکنده شده است. کشت و کار در اراضی تغییر کاربری یافته باعث کاهش نیتروژن آلی می‌شود که به‌طور احتمالی به‌دلیل کاهش مقدار کربن ورودی به خاک‌های زراعی است (Salardini, 1995). Lemenih و Itanna (۲۰۰۴) در مطالعات خود به کاهش نیتروژن کل خاک در اراضی کشاورزی در مقایسه با اراضی جنگلی اشاره کردند. سرعت کاهش موادآلی (مانند کربن و نیتروژن) در اولین سال‌های تغییر کاربری از جنگل و مرتع به کشاورزی در بیشترین حد خود قرار دارد، زیرا بخش فعال مواد آلی اولین منبعی است که در اثر دست‌کاری خاک تحت تأثیر قرار می‌گیرد و کربن و نیتروژن آلی خاک این بخش است که در سال‌های اولیه شخم و کشت و کار هدر می‌رود (Hassink, 1997).

نوع کاربری و پوشش گیاهی بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها اثر می‌گذارند. همچنین نوع مدیریت با تغییر خصوصیات خاک و تغییرات بیولوژیکی در ناحیه ریشه به‌طور مستقیم بر توزیع و فراهمی عناصر غذایی در خاک مؤثر است (Nael *et al*., 2004). Fu و همکاران (۲۰۰۱) بیان کردند که تغییر کاربری خاک‌های جنگلی سبب کاهش مواد آلی، نیتروژن کل، نیتروژن قابل دسترس، فسفر قابل دسترس و پتاسیم قابل دسترس شده است، درحالی‌که تغییر کاربری از زراعت به جنگل در طی حدود ۲۰ سال منجر به افزایش مواد آلی (۲۱٪)، نیتروژن کل (۱۸٪)، نیتروژن قابل دسترس (۶۵٪)، فسفر قابل دسترس (۱۷٪) و پتاسیم قابل دسترس (۱۷٪) شد. Solaimani و Azmoudeh (۲۰۱۱) گزارش کردند که طی تغییر کاربری جنگل به اراضی زراعی و باغ در حوضه آبخیز برنجستانک استان مازندران، وزن مخصوص

ظاهری و اسیدیته خاک افزایش یافت. این درحالی بود که این تغییر کاربری جنگل تأثیر معنی‌داری بر درصد ذرات رس و سیلت نداشت. Niknahad Gharmakher و Maramaei (۲۰۱۱) در مطالعه اثرات تغییر کاربری بر برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در حوضه آبخیز کچیک در استان گلستان بیان کردند که در اثر تغییر کاربری، درصد شن به‌طور معنی‌دار کاهش یافته است، درصورتی‌که درصد سیلت افزایش نشان داده است.

تخریب ویژگی‌های فیزیکی خاک به دنبال کاهش ماده‌آلی در اراضی کشاورزی روی می‌دهد و اثرات تعیین‌کننده‌ای بر چرخه عناصر غذایی، رشد ریشه گیاهان، شدت جریان گازها، حفاظت خاک، پایداری کیفیت خاک، تولید محصول و کیفیت محیط‌زیست دارد (Whalen & Chang, 2002). با توجه به ارتباط بسیار نزدیک تغییر کاربری با کربن آلی، نیتروژن و برخی ویژگی‌های حاصلخیزی خاک، این پژوهش به‌منظور بررسی تغییرات کربن و نیتروژن و برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی در مناطق جنگلی و تغییر کاربری یافته در منطقه پردانان پیرانشهر انجام شد.

مواد و روش‌ها

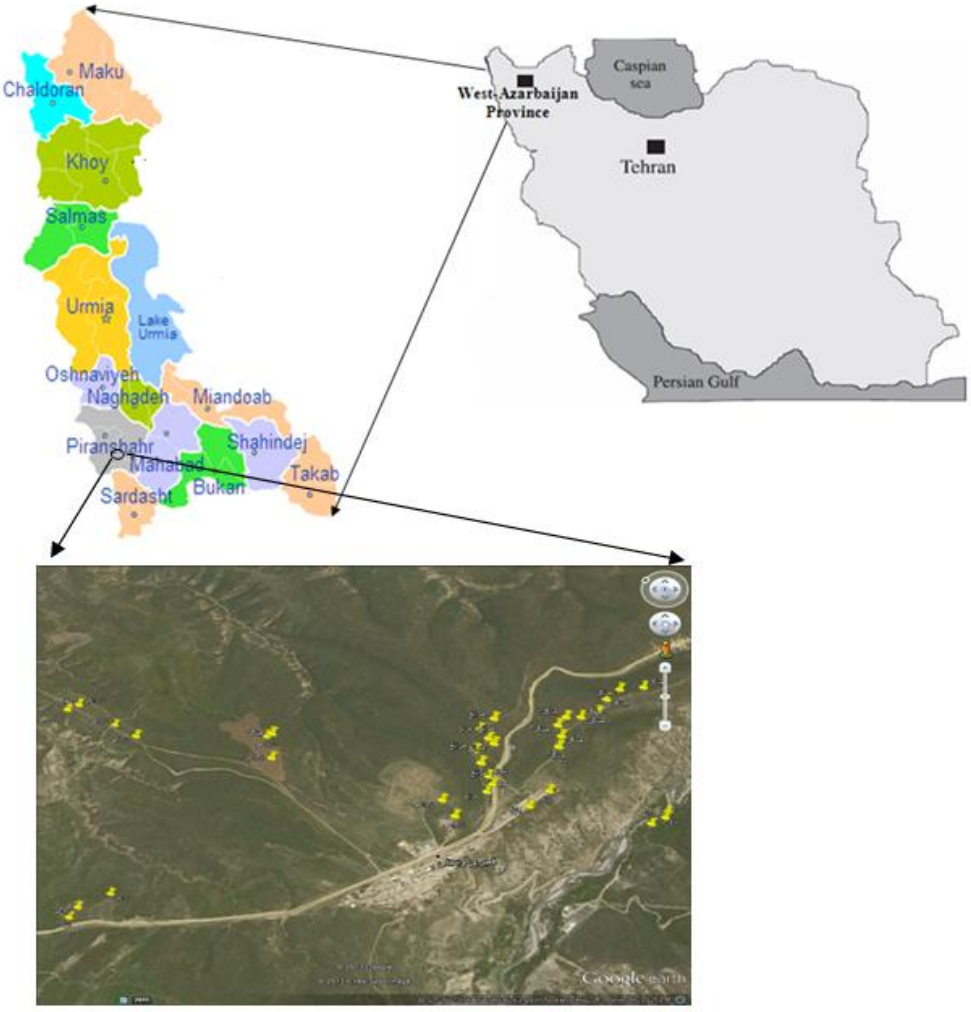
مشخصات منطقه مورد مطالعه

پژوهش پیش‌رو در منطقه پردانان در ۳۳ کیلومتری شهرستان پیرانشهر به طرف سردشت از توابع استان آذربایجان غربی انجام شد. مختصات جغرافیایی آن بین ″۳۰ ′۳۰ °۳۶ الی ″۳۰ ′۲۸ °۳۶ عرض شمالی و ″۰۹ ′۳۹ °۴۰ الی ″۰۸ ′۳۶ °۴۰ طول شرقی است. این منطقه دارای جنگل‌های طبیعی بلوط است که در سال‌های اخیر تحت کاربری‌های متفاوتی مانند مرتع، زراعت و باغ قرار گرفته است. از آنجایی‌که نقاط مورد بررسی نزدیک به یکدیگر انتخاب شدند، ویژگی‌های اقلیمی، فیزیوگرافی و رده‌بندی خاک در سیستم‌های مدیریتی یادشده در بالا به‌طور کامل مشابه یکدیگر بودند. کمترین و بیشترین ارتفاع از سطح دریا به‌ترتیب ۱۳۰۰ و ۱۵۵۰ متر، متوسط بارش سالانه ۶۷۸/۶ میلی‌متر و متوسط دمای سالانه ۱۲/۵ درجه سانتی‌گراد می‌باشد. زمین‌شناسی منطقه به‌صورت رسوبی و دگرگونی است که دارای اقلیمی سرد و تابستان‌های معتدل با پوشش گیاهی طبیعی و بومی درختان بلوط (*Quercus brantii*) و زالزالک وحشی (*Crataegus aronia*) است. محصولات عمده زمین‌های تغییریافته به‌صورت زراعت‌های گندم (*Triticum aestivum*) و یونجه (*Medicago sativa*) و باغی به صورت سیب (*Malus domestica*) و انگور (*Vitis vinifera*) می‌باشند (Rezapour, 2014).

نمونه‌برداری و تجزیه‌های آزمایشگاهی

نمونه‌برداری خاک در اواخر تابستان ۱۳۹۱ انجام شد. تعداد ۱۰ نمونه خاک از عمق صفر تا ۱۵ سانتی‌متری هر یک از کاربری‌های اراضی (جنگل، مرتع، باغ و زراعت) به‌صورت تصادفی برای بررسی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک برداشت شد و به آزمایشگاه منتقل شد. نمونه‌ها پس از هوا خشک شدن در دمای اطاق به مدت ۷۲ ساعت، از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند. بافت خاک به روش هیدرومتری (Gee & Bauder, 1986)، pH خاک در عصاره گل اشباع به روش پتانسیومتری (McLean, 1982)، هدایت الکتریکی خاک (EC) در عصاره اشباع (Nelson & Sommer, 1982)، کربنات کلسیم معادل (CCE) به روش تیتراسیون (Nelson & Sommer, 1982)، پتاسیم و سدیم به روش عصاره‌گیری با استات آمونیم و با استفاده از دستگاه فلیم‌فتومتر (Chapman & Pratt, 1978)، کلسیم و منیزیم تبادلی به روش کمپلکسومتری (Chapman & Pratt, 1978)، کربن‌آلی به روش والکی بلک (Nelson & Sommer, 1982)، نیتروژن کل به روش کجلدال، آمونیوم و نیترات به روش کلروپتاسیم دو مولار اندازه‌گیری شد (Tandon, 1993). همچنین نیتروژن معدنی کل از مجموع دو شکل معدنی نیتروژن، نسبت کربن به نیتروژن کل، نسبت

نیتروژن معدنی کل به نیتروژن کل و نسبت نیتروژن کل به نیتروژن معدنی برآورد شد (Tandon, 1993). تجزیه آماری داده‌ها شامل تجزیه واریانس (در قالب طرح پایه کامل تصادفی) و مقایسه میانگین‌ها با آزمون حداقل اختلاف معنی‌دار در سطح اطمینان ۹۵ درصد با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام شد.



شکل ۱– موقعیت محل نمونه‌برداری از منطقه مورد مطالعه

نتایج

اثر تغییر کاربری بر کربن آلی خاک

تجزیه واریانس نشان داد که اثر تغییر کاربری بر کربن آلی در سطح اطمینان ۹۹ درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). مقایسه میانگین بیانگر آن است که تغییر کاربری اراضی باعث شده است که کربن آلی خاک‌های جنگلی، مرتعی و باغی به‌طور معنی‌داری بیشتر از کاربری زراعی باشد (شکل ۲– الف). نتایج نشان داد که مقدار کربن آلی در اثر تغییر کاربری از جنگل به زراعت ۴۴ درصد کاهش نشان داد که از نظر آماری نیز اختلاف معنی‌دار بود. ترتیب کربن آلی در کاربری‌های مختلف به‌صورت مرتع>جنگل>باغ>زراعت بود (شکل ۲– الف).

جدول ۱- تجزیه وایانس اثر کاربری‌های مختلف بر کربن و شکل‌های نیتروژن (نیتروژن کل، نیترات و آمونیوم)

ویژگی	درجه آزادی	مجموع مربعات	میانگین مربعات	مقدار F
نیتروژن (٪)	۳	۰/۰۳۶	۰/۰۱۲	۶/۸۲۷**
نیترات ($mg\ kg^{-1}$)	۳	۱۷۱۹/۷۵۸	۵۷۳/۲۵۳	۵/۱۱۶**
آمونیوم ($mg\ kg^{-1}$)	۳	۲۰۰/۴۶۵	۶۶/۸۲۲	۰/۹۵ns
کربن آلی (٪)	۳	۱۳/۵۱۲	۴/۵۰۴	۱۳/۸۰۹**
نسبت C/N	۳	۲۶/۷۰۷	۸/۹۰۲	۰/۳۹ns
نیتروژن معدنی ($mg\ kg^{-1}$)	۳	۲۸۹۲/۱۰۳	۹۶۴/۰۳۴	۳/۷۳۸*
نسبت Nt/N_{min}	۳	۸۵۰۰/۶۵۷	۲۸۳۳/۵۵۲	۷/۶۹۵**

** معنی‌دار در سطح اطمینان ۹۹ درصد؛ * معنی‌دار در سطح اطمینان ۹۵ درصد؛ ns غیرمعنی‌دار. Nt/Nmin : نسبت نیتروژن کل به نیتروژن معدنی است.

اثر تغییر کاربری بر نیتروژن کل (N)

تجزیه‌واریانس نشان داد که اثر تغییر کاربری بر نیتروژن کل در سطح اطمینان ۹۹ درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). مقایسه میانگین‌ها حاکی از آن بود که خاک‌های زراعی به‌طور معنی‌داری حاوی نیتروژن کل (N) کمتری نسبت به سه کاربری دیگر بودند. مقدار نیتروژن کل در اثر تغییر کاربری از جنگل به زراعت به‌طور معنی‌داری (۴۶ درصد) کاهش نشان داد (شکل ۲- ب).

اثر تغییر کاربری بر شکل‌های معدنی نیتروژن خاک (نیترات و آمونیوم)

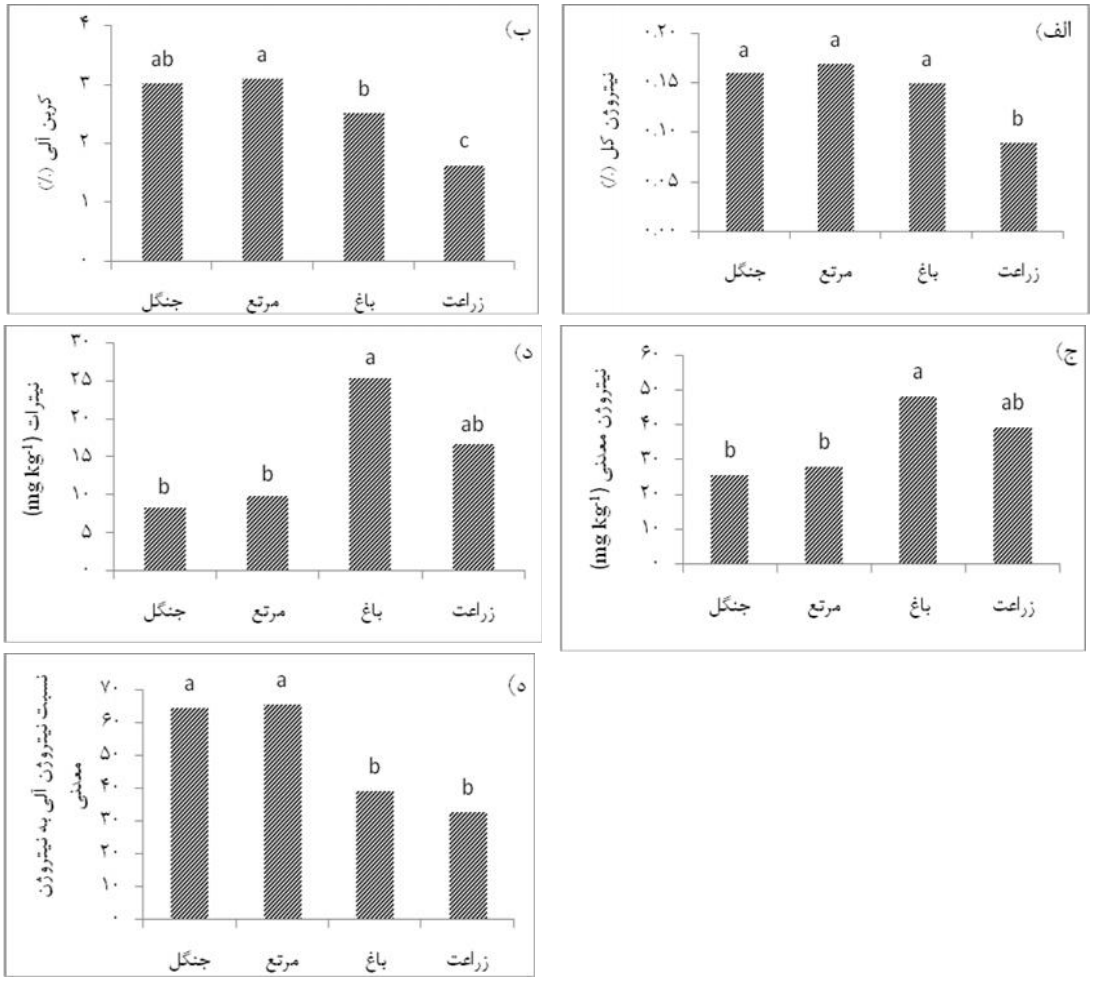
اثر تغییر کاربری بر شکل‌های معدنی نیتروژن خاک در سطح اطمینان ۹۵ درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). نیترات (NO_3) و نیتروژن معدنی کل (N_{min}) خاک‌های باغی به‌طور معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) بیشتر از خاک‌های جنگلی و مرتع بود (شکل ۲- ج و۲- د)، اما با خاک‌های زراعی تفاوتی نشان نداد. شکل‌های معدنی نیتروژن در اراضی تغییر کاربری یافته به زراعت و باغ به‌طور متوسط ۸۰ درصد افزایش نشان داد.

اثر تغییر کاربری بر نسبت نیتروژن کل به نیتروژن معدنی کل

اثر تغییر کاربری بر نسبت نیتروژن کل به نیتروژن معدنی نیز در سطح اطمینان ۹۹ درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). مقایسه میانگین نشان داد که نسبت نیتروژن کل به نیتروژن معدنی کل (N_{org}/N_{min}) در باغ و زراعت کمتر از دو کاربری دیگر بود. نتایج نشان داد که تغییر کاربری از جنگل به زراعت به‌طور معنی‌داری نسبت نیتروژن کل به نیتروژن معدنی را (حدود ۴۹ درصد) کاهش داده است (شکل ۲- ه).

اثر تغییر کاربری بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک

تجزیه واریانس نشان داد که اثر تغییر کاربری بر درصد رس و pH در سطح اطمینان ۹۹ درصد و بر درصد شن، هدایت الکتریکی و درصد آهک در سطح اطمینان ۹۵ درصد معنی‌دار بود، درحالی‌که بر درصد سیلت خاک معنی‌دار نبود (جدول ۱). مقایسه میانگین‌ها (جدول ۲) حاکی از آن است که خاک‌های زراعی به‌طور معنی‌داری دارای درصد شن کمتر از خاک‌های جنگلی و باغی بودند.



شکل ۲- مقادیر نیتروژن کل (الف)، کربن آلی (ب)، نیترات (ج)، نیتروژن معدنی (د) و نسبت نیتروژن کل به نیتروژن معدنی (ه) در کاربری‌های مختلف (میانگین‌های دارای حروف مشترک در سطح اطمینان ۹۵ درصد اختلاف معنی‌داری ندارند).

بین درصد رس نمونه‌های جنگلی، مرتعی و باغی تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد، اما درصد رس خاک زراعی به‌طور معنی‌داری بیشتر از سه کاربری دیگر بود. درمجموع، برای نمونه‌های خاک جنگلی، مرتعی و باغی به‌طور متوسط بافت لومی- رسی بود، درحالی‌که برای نمونه‌های خاک زراعی به‌طور متوسط بافت رسی به‌دست آمد. pH خاک در کاربری باغ به‌طور معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) بیشتر از کاربری جنگل بود، درحالی‌که در کاربری‌های مرتع و زراعت افزایش pH معنی‌دار نبود. EC خاک‌های جنگلی به‌طور معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) بیشتر از باغ و زراعت بود اما با مرتع تفاوتی نشان نداد. درصد آهک خاک در کاربری‌های مختلف نشان داد که تنها میزان آهک خاک‌های باغی از دیگر کاربری‌ها بیشتر بود و این افزایش ازنظر آماری معنی‌دار ($P\leq ۰/۰۵$) بود. میزان آهک سه کاربری دیگر (جنگل، مرتع و زراعت) با یکدیگر از نظر آماری تفاوتی نداشت.

جدول ۲- تجزیه واریانس اثر کاربری‌های مختلف بر برخی ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و کاتیون‌های تبادلی

ویژگی	درجه آزادی	مجموع مربعات	میانگین مربعات	مقدار F
اسیدیته	۳	۱/۶۷۱	۰/۵۵۷	۹/۱۷**
هدایت الکتریکی ($dS\ m^{-1}$)	۳	۰/۱۶۹	۰/۰۵۶	۳/۷*
کربنات کلسیم (درصد)	۳	۷/۴۳۸	۲/۴۷۹	۳/۳۸*
شن (درصد)	۳	۶۴۳/۹۵	۲۱۴/۶۵۱	۳/۳۶۲*
سیلت (درصد)	۳	۳۹/۵۷	۱۳/۱۹۲	۰/۴۷۰ns
رس (درصد)	۳	۷۴۳/۱۵۲	۲۴۷/۷۱	۷/۱۳۱**
پتاسیم قابل استفاده ($cmol_c\ kg^{-1}$)	۳	۰/۱۹۷	۰/۰۶۶	۰/۳۰۳ns
سدیم ($cmol_c\ kg^{-1}$)	۳	۱۶/۲۷۵	۵/۴۲۵	۱۶/۶۹**
کلسیم ($cmol_c\ kg^{-1}$)	۳	۱۱۸/۱۷۱	۳۹/۳۹	۳/۱۷۳*
منیزیم ($cmol_c\ kg^{-1}$)	۳	۹/۰۰۴	۳/۰۰۱	۱/۶۸۹ns

** معنی‌دار در سطح اطمینان ۹۹ درصد؛ * معنی‌دار در سطح اطمینان ۹۵ درصد؛ ns غیرمعنی‌دار

جدول ۳- مقایسه میانگین‌های برخی ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و کاتیون‌های تبادلی در کاربری‌های مختلف

ویژگی	جنگل	مرتع	باغ	زراعت
شن (درصد)	۳۴/۸۷a	۳۱/۲۵ab	۳۴/۳۳a	۲۴/۷۱b
رس (درصد)	۲۹/۶۲b	۳۱/۱۵b	۳۰/۲۰b	۴۰/۲۵a
سدیم ($cmol_c\ kg^{-1}$)	۳/۲۳b	۲/۲۸c	۲/۳۴c	۳/۸۲a
کلسیم ($cmol_c\ kg^{-1}$)	۱۳/۴۴b	۱۶/۷۶a	۱۷/۹۶a	۱۷/۲۸a
اسیدیته	۷/۲۱b	۷/۳۹b	۷/۷۹a	۷/۳۸b
هدایت الکتریکی ($dS\ m^{-1}$)	۰/۵۶a	۰/۵۱ab	۰/۴۳bc	۰/۳۹c
کربنات کلسیم (درصد)	۲/۰۵b	۲/۶ab	۳/۲۲a	۲/۲۵b

میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ردیف براساس آزمون چنددامنه‌ای دانکن در سطح اطمینان ۹۵ درصد اختلاف معنی‌داری ندارند.

اثر تغییر کاربری بر کاتیون‌های تبادلی خاک

تغییر کاربری بر مقدار سدیم تبادلی ($P< ۰/۰۱$) و مقدار کلسیم تبادلی ($P< ۰/۰۵$) تأثیر معنی‌داری داشت، در صورتی‌که بر مقادیر پتاسیم و منیزیم تبادلی اثر معنی‌داری نداشت (جدول ۱). مقایسه میانگین‌ها بیانگر آن است که مقدار سدیم تبادلی در کاربری زراعی به‌طور معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) بیشتر از خاک‌های باغی، جنگل و مرتع بود، اما کلسیم خاک‌های زراعی، باغی و مرتع به‌طور معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) بیشتر از کاربری جنگل بود.

بحث

تغییر کاربری اراضی از جنگل به زراعت، سبب کاهش معنی‌دار نیتروژن کل و کربن آلی شد. این امر می‌تواند به‌دلیل کاهش بقایای گیاهی برای تبدیل به ماده آلی، افزایش تهویه خاک در اثر عملیات کشت و کار و خاک‌ورزی باشد که در برخی پژوهش‌ها (Ghorbanzadeh *et al*., 2013) نیز به آن اشاره شده است. از سوی دیگر می‌تواند به‌دلیل نوع محصول کشت شده پس از تغییر کاربری به دیم‌کاری بوده باشد که بر اثر آن، بازگشت ماده آلی به خاک کاهش یافته و از این‌رو موجب کاهش میزان ماده آلی و متعاقب آن نیتروژن کل خاک شده است. با تغییر کاربری جنگل به باغ، کاهش این ویژگی‌ها معنی‌دار نبود که می‌تواند ناشی از کشت علوفه در پای درختان و افزایش مواد آلی به خاک باشد. همچنین کشت و کار سبب به‌هم‌خوردن خاک سطحی و درنتیجه تسریع تجزیه زیستی مواد آلی، شدت یافتن فرسایش خاک و به‌دنبال آن هدررفت موادآلی همراه با رواناب می‌شود (Aguilar *et al*., 1988). علاوه‌براین، بهم‌زدن خاک و به‌دنبال آن خرد شدن خاک‌دانه‌ها به‌وسیله عملیات خاک‌ورزی و تخریب و فشردگی خاک به‌دلیل چرای بی‌رویه دام پس از برداشت محصول در زمین‌های زراعی، موجب افت ویژگی‌های کیفی خاک و کاهش موادآلی خاک می‌شود (Nelson & Sommers, 1982). ازجمله دلایل زیاد بودن مواد آلی در باغات نسبت به اراضی زراعی می‌توان به کاهش دمای خاک در سایه‌انداز درختان، تجزیه کندتر مواد آلی، افزایش پوشش گیاهی و عملیات کمتر خاک‌ورزی اشاره کرد (Carter *et al*., 1998).

زیاد بودن مقدار نیتروژن کل در خاک‌های جنگلی، مرتعی و باغی نسبت به زراعی دور از انتظار نبود، چرا که مقدار موادآلی در این کاربری‌ها بالاتر از کاربری زراعی بود و همبستگی بسیار زیادی بین مقدار نیتروژن کل و کربن آلی خاک‌ها گزارش شده است (Cleveland *et al*., 2002; Zach *et al*., 2006). ورودی کمتر کربن و خروجی بیشتر آن در اراضی زراعی یکی از دلایل کاهش میزان کربن آلی و نیتروژن کل در این خاک‌ها می‌باشد (Amini *et al*., 2011). چون در این کاربری قسمت عمده ماده خشک بخش هوایی به‌صورت محصول برداشت و از زمین خارج می‌شود و به‌علاوه در اراضی زراعی، خاک به‌طور مکرر با شخم زیرورو می‌شود که موجب خردشدگی خاکدانه‌های درشت می‌شود و نیتروژن آلی محبوس شده در آنها در معرض حمله میکروبی قرار می‌گیرد (Merino *et al*., 2004). پژوهشگران زیادی کاهش میزان کربن و نیتروژن آلی خاک را در اثر کشت و کار گزارش کرده‌اند (Cleveland *et al*., 2002; Merino *et al*., 2004; Zach *et al*., 2006). Tan و Lal (۲۰۰۵) مشاهده کردند که کاهش و هدررفت کربن به دلیل کشاورزی و شخم در خاک‌های دست نخورده ۱۰ تا ۵۵ درصد است. پژوهشگران دیگری هدررفت کربن را در مناطق نیمه‌خشک مختلف بعد از سه تا پنج سال کشاورزی از ۳۵ تا ۶۵ درصد گزارش کرده‌اند (Elberling *et al*., 2003; Zach *et al*., 2006).

برخلاف نیتروژن کل و کربن آلی، نیترات و نیتروژن معدنی کل در اثر تغییر کاربری افزایش پیدا کرد. زیاد بودن مقدار نیترات و نیتروژن معدنی می‌تواند بیانگر مصرف زیاد کودهای حاوی نیترات و آمونیوم در خاک‌های زراعی و باغی باشد، درحالی‌که در کاربری‌های جنگلی و مرتعی تعادل بین نیتریفیکاسیون و آمونیفیکاسیون برقرار است. Antheunisse و همکاران (۲۰۰۷) با بررسی دینامیک نیتروژن در دو کاربری اراضی مرتع نیمه‌طبیعی و مرتع کشت

شده مشاهده کردند که نیتروژن معدنی و به‌ویژه نیترات در خاک کشت شده بیشتر بود، اما نسبت نیتروژن کل به نیتروژن معدنی کل در کاربری‌های باغ و زراعت کاهش معنی‌دار را نشان داد. در کاربری‌های باغی و زراعی به‌دلیل کشت و کار، استفاده از ادوات کشاورزی سنگین و تراکم خاک، حذف پوشش گیاهی و آماده کردن محیط برای موجودات ریز، بخش بیشتری از نیتروژن کل تبدیل به نیتروژن معدنی شده است. زیاد بودن میانگین نسبت نیتروژن کل به نیتروژن معدنی کل جنگل و مرتع می‌تواند ناشی از پوشش گیاهی به‌نسبت خوب در این دو کاربری باشد، زیرا بخش بیشتری از نیتروژن کل در جنگل و مرتع به‌صورت آلی است. درمجموع، تغییر کاربری جنگل به سیستم‌های باغی و زراعی به‌دلیل حذف پوشش گیاهی، استفاده از ادوات کشاورزی، کوددهی و برداشت گیاه از خاک در درازمدت باعث کاهش ماده آلی خاک و افزایش شکل‌های معدنی نیتروژن به‌ویژه نیترات در خاک شده بود که در نهایت باعث آلوده شدن آب‌های زیرزمینی نیز می‌شود.

در اثر تغییر کاربری از جنگل به زراعت، درصد رس در خاک‌های زراعی افزایش یافت، به‌طوری‌که بافت خاک از لومی- رسی به رسی تغییر کرد که این امر می‌تواند به‌دلیل تأثیر عملیات آبیاری (که برای دوره‌های قابل توجهی از سال دارای سیکل مرطوب و خشک شدن هستند) باشد. بنابراین این فرآیند می‌تواند باعث افزایش هوادیدگی کانی‌های اولیه و درنتیجه سبب کاهش اندازه ذرات یعنی افزایش رس و سیلت و کاهش میزان شن خاک شود (Presley *et al*., 2004). افزایش pH خاک در کاربری باغ نسبت به جنگل می‌تواند به دلایل مختلفی ازجمله ورود املاح قلیایی ناشی از آب آبیاری، کودهای شیمیایی و سموم شیمیایی باشد (Rezapour & Samadi, 2012). Rasmussen و همکاران (۱۹۹۲) نیز گزارش کردند که مقدار pH به‌وسیله شخم و کوددهی تحت تأثیر قرار می‌گیرد. Wu و Tiessen (۲۰۰۲) بیان کردند که مقدار pH در اثر تغییر کاربری اراضی مرتعی به اراضی زراعی افزایش یافت.

همان‌طور که بیان شد، هدایت الکتریکی خاک‌ها در اثر تغییر کاربری به‌طور معنی‌داری ($P\leq۰/۰۵$) کاهش یافت. این امر ممکن است به‌دلیل وجود لاشبرگ و تجزیه آن در خاک‌های جنگلی، سبب رهاسازی عناصر تشکیل دهنده شده باشد، درحالی‌که در زمین زراعی پایین بودن مقدار لاشبرگ و تجزیه سریع آن به‌دلیل عملیات کشاورزی و شستشو با آب آبیاری می‌تواند سبب کاهش هدایت الکتریکی شده باشد (Malakpour *et al*., 2011). Feng و همکاران (۲۰۰۵) نیز تأثیر معنی‌دار آبیاری بر آبشویی و کاهش غلظت املاح محلول در خاک‌های کشاورزی را گزارش کردند. درصد آهک کاربری‌ها نشان داد که میزان آهک سه کاربری (جنگل، مرتع و زراعت) با یکدیگر ازنظر آماری تفاوتی نداشتند. تنها میزان آهک خاک‌های باغی به‌طور معنی‌داری ($P\leq۰/۰۵$) از دیگر کاربری‌ها بیشتر بود. به‌طور احتمالی ریشه‌کن کردن درختان جنگلی برای کاشت درختان باغی منجر به اختلاط خاک‌های زیرین دارای آهک با خاک سطحی و درنتیجه باعث افزایش مقدار آهک هم در خاک سطحی و هم در خاک عمقی باغات شده است.

تغییر کاربری سبب افزایش سدیم و کلسیم تبادلی در خاک‌های زراعی شد. افزایش سدیم و کلسیم تبادلی در خاک‌های زراعی می‌تواند به‌طور احتمالی بر اثر آبیاری‌های طولانی مدت با آب کم‌کیفیت و استفاده از کودهای شیمیایی حاوی کلسیم و سدیم در منطقه باشد. آتش زدن بقایای گیاهی، کاهش پوشش گیاهی، تغییر کاربری اراضی و عملیات کشاورزی نیز باعث تغییر میزان عناصر غذایی در خاک می‌شود (Kiss *et al*., 1975). مقدار کلسیم در خاک‌ها تابع اقلیم، سنگ مادر، درصد رس خاک و نوع پوشش گیاهی است (Rezapour, 2014). کم بودن مقدار سدیم و کلسیم تبادلی در خاک جنگل می‌تواند به‌دلیل زیاد بودن درصد شن و شستشوی این عناصر در این اراضی باشد.

در کل نتایج پژوهش پیش‌رو نشان داد که تغییر کاربری اراضی جنگلی به مرتع و به‌ویژه زمین‌های کشاورزی به‌دلیل از بین‌رفتن پوشش گیاهی، انجام عملیات خاک‌ورزی مختلف، کوددهی و برداشت گیاه از خاک سبب کاهش ماده آلی خاک، نیتروژن کل و نسبت نیتروژن کل به نیتروژن

معدنی و افزایش شکل‌های معدنی نیتروژن به‌ویژه نیترات در سیستم‌های باغی و زراعی شده است. همچنین این امر سبب افزایش اسیدیته، مقدار کلسیم و سدیم تبادلی در کاربری زراعی شد، بنابراین تغییر کاربری جنگل در طولانی مدت باعث کاهش کیفیت خاک می‌شود.

References

- Aguilar, R., Kelly, E.F. and Heil, R.D., 1988. Effect of cultivation on soil in northern Great Plains rangeland. Soil Science Society of American Journal, 52: 1081-1085.
- Amini, R., Rahmani, R. and Habashi, H., 2011. Nitrogen, phosphorus and carbon dynamics of hornbeam leaf litter (Case study: District one, Shastkalate forest, Gorgan). Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 19: 94-103 (In Persian).
- Antheunisse, A.M., Loeb, R., Miletto, M., Lamers, L.P.M., Laanbroek, H.J. and Verhoeven, J.T.A., 2007. Response of nitrogen dynamics in semi-natural and agricultural 397 Grass land soils to experimental variation in tide and salinity. Plant and Soil, 292: 45-61.
- Baldock, J.A. and Nelson, P.N., 2000. Soil organic matter, In: Sumner, M.E. (Ed.), Handbook of Soil Science, CRC Press, Boca Raton, pp. 25-84.
- Carter, M.R., Gregorich, E.G., Angers, D.A., Donald, R.G. and Bolinder, M.A., 1998. Organic C and N storage and organic C fractions in adjacent cultivated and forested soils of eastern Canada. Soil and Tillage Research, 47: 253-261.
- Chapman, H.D. and Pratt, P.F., 1978. Methods of Analysis for Soils, Plants, and Water. University of California Publications, pp. 70-72.
- Cleveland, C.C., Townsend, A.R., Constance, B.C. and Schmidt, S.K., 2002. Soil microbial dynamics and biogeochemical cycling in lowland tropical rain forests and pastures of southwestern Costa Rica. Ecological Applications, 13: 314-326.
- Dawson, J.J.C. and Smith, P., 2007. Carbon losses from soil and its consequences for land use management. Science of the Total Environment, 382: 165-190.
- Elberling, B., Fensholt, R., Larsen, L., Petersen, A.I.S. and Sandholt, I., 2003. Water content and land use history controlling soil CO_2 respiration and carbon stock in savannah soil and groundnut fields in semi-arid Senegal. Danish Journal of Geography, 103: 47-56.
- Feng, Z., Wang, X. and Feng, Z., 2005. Soil N and salinity leaching after the autumn irrigation and its impact on groundwater in Hetao Irrigation District. China. Agricultural Water Management, 71: 131-143.
- Fu, B.J., Guo, X.D., Chen, L.D., Ma, K.L. and Li, J.R., 2001. Soil nutrient changes due to land use changes in Northern China: a case study in Zunhua Country Hebei Provine. Soil Use and Management, 17: 294-296.
- Gee, G.H. and Bauder, J.W., 1986. Particle size analysis. In: Klute, A., (Ed.). Methods of Soil Analysis. Physical Properties. SSSA, Madison, WI. 9, pp: 383-411.
- Ghorbanzadeh, N., Salehi, A. and Kahneh, E., 2013. Soil and litter nutrient elements comparison of different poplar species and clones (Case study: Safrabasteh Poplar Experimental Station). Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 21: 277-285 (In Persian).
- Hagedorn, F., Maurer, S. and Egli, P., 2001. Carbon sequestration in forest soils: effects of soil type, atmospheric CO_2 enrichment, and N deposition. European Journal of Soil Science, 52: 619-628.
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particle. Plant and Soil, 191: 77-87.
- Islam, K.R. and Weil, R.R., 2000. Soil quality indicator properties in mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. Journal of Soil and Water Conservation, 55: 69-78.
- Kiss, S., Dragan- Bularda, M. and Radulescu, D., 1975. Biological significance of enzymes in ecosystem. Environment, 98: 285-293.
- Khormali, F. and Shamsi, S., 2009. Micromorphology and quality attribute of the loess derived soils affected by land use change: A case study in Ghapan watershed, Northern Iran. Soil Science, 6:197-204.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science, 304: 1623-1626.
- 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.
- Li, X.G., Li, F.M., Zed, R., Zhan, Z.Y. and Singh, B., 2007. Soil physical properties and their relations to organic carbon pools as affected by land use in an alpine pastureland, Geoderma, 15: 98-105.
- Malakpour, B., Ahmadi, T. and Kazemi-Mazandarani, S., 2011. The effects of land use exchange on physical and chemical properties in Kohneh Lashak Kojour, Nowshahr. Journal of Science and techniques in Natural Resources, 6(3): 115-126 (In

Persian).
- Marinari, S., Mancinelli, R. Campiglia, E. and Grego, S., 2006. Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming systems in central Italy. Ecological Indicators, 6: 701-711.
- McLean, E.O., 1982. Soil pH and lime requirement. In: Page, A.L., (Ed.). Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Madison, Wisconsin, USA. Pp. 199-224.
- Merino, A., Perez-Batallon, P. and Macias, F., 2004. Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to soil management and land use change in a humid temperate region of southern Europe. Soil Biology and Biochemistry, 36: 917- 925.
- Nael, M., Khademi, H. and Hajabbasi, M.A., 2004. Response of soil quality indicators and their spatial variability to land degradation in central Iran. Applied Soil Ecology, 27: 221- 231.
- Nelson, D.W. and Sommers, L.E., 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In Page, A.L., (Ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2, 2nd ed. SSSA Book Ser. 5.SSSA, Madison,WI. pp. 539-579
- Niknahad-Gharmakher, H. and Maramaei M., 2011. Effects of land use changes on soil properties (Case Study: the Kechik catchment). Journal of Sustainable Management of Soil, 1(2): 81-96 (In Persian).
- Presley, D.R., Ransom, M.D., Kluitenberg, G.J. and Finnell, P.R., 2004. Effect of thirty years irrigation on the genesis and morphology of two semiarid soils in Kansas. Soil Science Society of America Journal, 68: 1916-1926.
- Puladi, N., Delavar, M.A., Golchin, A. and Mosavi Koper, A., 2013. Effect of alder and poplar plantation on soil quality and carbon sequestration (A case study: Safrabasteh Poplar Experimental Station). Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 21: 286-299 (In Persian).
- Rasmussen, P.E. and Douglas, C.L., 1992. The influence of tillage and cropping intensity on cereal response to N, sulfur and P. Fertilizer Research, 31:15-19.
- Rezapour, S., 2014. Response of some soil attributes to different land use types in calcareous soils with Mediterranean type climate in north-west of Iran. Environmental Earth Sciences, 71: 2199-2210.
- Rezapour, S., Samadi, A. and Khodaverdiloo, H., 2012. Impact of long-term wastewater irrigation on variability of soil attributes along a landscape in semi-arid region of Iran. Environmental Earth Sciences, 67: 1713-1723.
- Salardini, A.A., 1995. Soil Fertility. University of Tehran Press, 428p (In Persian).
- Schoenholtz, S., 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. Forest Ecology and Management, 137: 13-28.
- Sharma, P. and Ray, S.C., 2007. Carbon sequestration with land-use cover change in a Himalayan watershed. Geoderma, 139: 371-378.
- Solaimani, K. and Azmoudeh A., 2011. Investigation of land use change effects on some physical and chemical properties, as well as the soil erodibility. Physical Geography Research Quarterly, 74: 111-124.
- Stevens, A. and Wesemael B.V., 2008. Soil organic carbon dynamics at the regional scale as influenced by land use history: a case study in forest soils from southern Belgium. Soil Use and Management 24, 69-79.
- Stoate C., Boatman, N.D., Borralho Rio Carvalho, R.J., Snoo, C. and Eden, P.G.R., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. Journal of Environmental Management, 63: 337-365.
- Tan, Z. and Lal, R., 2005. Carbon sequestration potential estimates with changes in land use and tillage practice in Ohio, USA. Agriculture, Ecosystems and Environment, 111: 140-152.
- Tandon, H.L.S., 1993. Methods of analysis of soils, plants, waters and fertilizer. Published by Fertiliser Development and Consultation Organization, New Delhi, India.
- Varamesh, S., Hosseini, S.M., Abdi, N. and Akbarinia, M., 2010. Increment of soil carbon sequestration due to forestation and its relation with some physical and chemical factors of soil. Iranian Journal of Forest, 2: 25-35 (In Persian).
- Whalen, J.K. and Chang, C., 2002. Macroaggregate characteristics in cultivated soils after 25 annual manure applications. Soil Science Society of America Journal, 66: 1637-1647.
- Wu, R. and Tiessen H., 2002. Effect of land use on soil degradation in Alpine grassland soil, China. Soil Science Society of America Journal, 66: 1648-1655.
- 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 American Journal, 70: 1541-1546.

Effect of land-use change on Carbon and Nitrogen dynamics and selected soil fertility properties in forest ecosystems of Perdanan region of Piranshahr, West Azerbaijan

M.H. Rasouli-Sadaghiani[1*], S. Karimi[2], H. Khodaverdiloo[3], M. Barin[4] and A. Banedg-Shafiei[5]

1*- Corresponding author, Associate Prof., Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Urmia University, Urmia, Iran. E-mail: m.rsadaghiani@urmia.ac.ir
2- M.Sc. Soil Science, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Urmia University, Urmia, Iran
3- Associate Prof., Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Urmia University, Urmia, Iran
4- Assistant Prof., Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Urmia University, Urmia, Iran
5- Assistant Prof., Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, Urmia University, Urmia, Iran

Received: 06.16.2014 Accepted: 04.28.2015

Abstract

Using different tillage systems following unscientific land-use change lead to accelerated decomposition of soil organic matter. This study was performed to investigate the effects of forest conversion into rangeland, garden and agriculture on organic carbon and nitrogen dynamics as well as mineral nitrogen forms (nitrate and ammonium) contents. To this aim, 40 soil samples (0-15 cm depth) were taken from different land-use classes including forest, rangeland, garden and agriculture in Perdanan region of Piranshahr in West Azerbaijan province. Organic carbon, total nitrogen, nitrate, ammonium and a number of soil properties were measured in soil samples. The results showed that organic carbon, total nitrogen and the ratio of total nitrogen to inorganic nitrogen (N_t/N_{min}) were shown to significantly decrease by 44, 46 and 49 percent, respectively due to land-use change from forest to agricultural cultivation. The mineral nitrogen forms in garden and agriculture classes increased approximately by 80 percent. In addition, soil EC was shown to decrease due to land-use conversion from forest to garden and agriculture. Moreover, Calcium carbonate percentage and pH in the garden were significantly higher than the other land-use classes. The highest amount of exchangeable Ca and Na were found in agricultural land-use. Therefore land-use change from forest to agricultural systems is concluded to reduce soil quality and organic matter in long-term due to decreasing organic matter inputs and exerting different tillage activities.

Keywords: Land-use change, deforestation, soil properties, nitrogen mineral forms, organic carbon and nitrogen.