مطالعه تأثیر تبدیل مرتع به سایر کاربری‌های کشاورزی بر برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک (مطالعه موردی: حوزه آبخیز امامه)

محمد پیچند[۱]

تاریخ دریافت: ۹۵/۰۸/۱۷ تاریخ پذیرش: ۹۶/۰۲/۲۷

چکیده

تبدیل مرتع به اراضی کشاورزی، عموماً تأثیر جدی بر میزان ماده آلی و دیگر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک می‌گذارد. این پژوهش با هدف بررسی اثرات تغییر کاربری اراضی مرتعی بر خصوصیات خاک در حوزه آبخیز امامه انجام شد. چهار کاربری شامل مرتع، باغ، آیش و کشاورزی انتخاب گردید. نمونه‌برداری از خاک به صورت تصادفی (۵ تکرار در هر کاربری) از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری صورت پذیرفت. برخی مشخصه‌های خاک شامل هدایت الکتریکی، گراول (شاخص فرسایش‌پذیری خاک)، آهک کل، درصد رطوبت اشباع خاک، pH، منیزیم، سدیم، کربن، پتاسیم و فسفر اندازه‌گیری شد. نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل آماری نشان داد که تغییر کاربری اراضی مرتعی به کشاورزی، آیش و باغ تغییرات معنی‌داری را در مقادیر اسیدیته، منیزیم و سدیم ایجاد نکرده است. در حالیکه هدایت الکتریکی، گراول، آهک کل، درصد رطوبت اشباع خاک، کربن آلی، پتاسیم و فسفر در اثر تغییر کاربری اراضی، به‌صورت معنی‌داری تغییر کردند. نتایج نشان داد که با تبدیل کاربری مرتع به سایر کاربری‌ها، میزان درصد آهک، پتاسیم، فسفر و گراول کاهش یافته و این کاهش در کاربری آیش و کشاورزی نسبت به سایر کاربری‌ها بیشتر است. مقدار کربن خاک‌های مرتعی نیز در اثر تغییر کاربری به باغ و کشاورزی، به طور معنی‌داری افزایش یافت. همچنین هدایت الکتریکی، رطوبت اشباع خاک، پتاسیم، فسفر و کربن در کاربری باغ به طور معنی‌داری بیشتر از بقیه کاربری‌ها بود. به طور کلی نتایج این تحقیق نشان داد که تغییر کاربری اراضی تأثیر معنی‌داری بر خصوصیات خاک دارد.

واژگان کلیدی: تغییر کاربری اراضی؛ خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک؛ امامه

۱- کارشناس ارشد مرتعداری اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان هرمزگان
نویسنده مسئول ، پست الکترونیک: pichand85@yahoo.com تلفن: ۰۹۱۷۹۴۷۰۷۹۰

مقدمه

مراتع یکی از مهمترین اشکال کاربری اراضی در ایران است که بیش از نیمی از وسعت کشور را در بر گرفته است. یکی از مهم‌ترین تهدیدات اکوسیستم‌های مذکور، تغییر کاربر ی[1] می‌باشد که حفاظت از این اکوسیستم‌ها را با مخاطراتی مواجه می‌کند (۴۰). تغییرات کاربری اراضی نقش مهمی در تغییر پدیده‌های جهانی دارد. این تغییرات به‌طور مستقیم در ارتباط با امنیت غذایی، سلامتی انسان، شهرنشینی، تنوع زیستی، مهاجرت و کیفیت آب و خاک می‌باشند (تورنر[2]، ۱۹۸۹). تغییر جنگل‌ها و مراتع به اراضی کشاورزی امروزه به یکی از نگرانی‌های قابل توجه در سطح دنیا در زمینه تخریب محیط زیست و تغییر اقلیم جهانی تبدیل شده است (والی[3] و همکاران، ۱۹۹۹). در اثر تبدیل مراتع و جنگل‌ها به زمین‌های کشاورزی و عملیات خاکورزی، سالانه حدود ۴۳۰ میلیون هکتار از اراضی کشورهای مختلف، که برابر با ۳۰ درصد کل زمین‌های شخم خورده جهان می‌باشد، فرسایش می‌یابد و از چرخه تولید مطلوب خارج می‌شوند (۱۳). یکی از راه‌های ایجاد تعادل میان جمعیت و مواد غذایی برای رفع نیازهای فزاینده جوامع بشری، اولویت دادن و گسترش فعالیت‌های کشاورزی به‌واسطه افزایش تولیدات این بخش است. با توجه به اینکه رکن اساسی کشاورزی در اراضی زراعی، وجود خاک و آب مناسب می‌باشد، معمولا اراضی مرتعی در دسترس‌ترین اراضی برای تبدیل شدن به اراضی زراعی هستند (۳). از جمله ویژگی‌های مهم خاک که تحت تأثیر کاربری اراضی تغییر می‌یابد، خصوصیات فیزیکی و شیمیایی است. یکی از مهمترین ویژگی‌های خاک که تحت تأثیر کاربری نادرست (فو و گولینک[4]، ۱۹۹۴) و تغییر کاربری (باکر[5] و همکاران، ۲۰۰۵) قرار می‌گیرد، فرسایش خاک و به دنبال آن از دست رفتن مواد غذایی است. تغییر کاربری اراضی مرتعی در زمین‌های کشاورزی به‌ویژه در مناطق پر شیب کوهستانی عموماً سبب فرسایش خاک و جاری شدن سیل‌های ویرانگر شده و کیفیت پویای خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد (چودهار ی[6] و همکاران، ۱۹۹۷). بنابراین محققان زیادی در زمینه تغییر در کاربری و مدیریت اراضی به مطالعه پرداخته و تغییر در خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک را طی تغییر کاربری گزارش نمودند. کیزیلکایا و دنگیز[7] (۲۰۱۰) با بررسی پارامترهای

[1]- Land use change
[2] - Turner
[3] - wali
[4] - Fu and Gulinck
[5] - Bakker
[6] - Choudhary
[7]- Kizilkaya and Dengiz

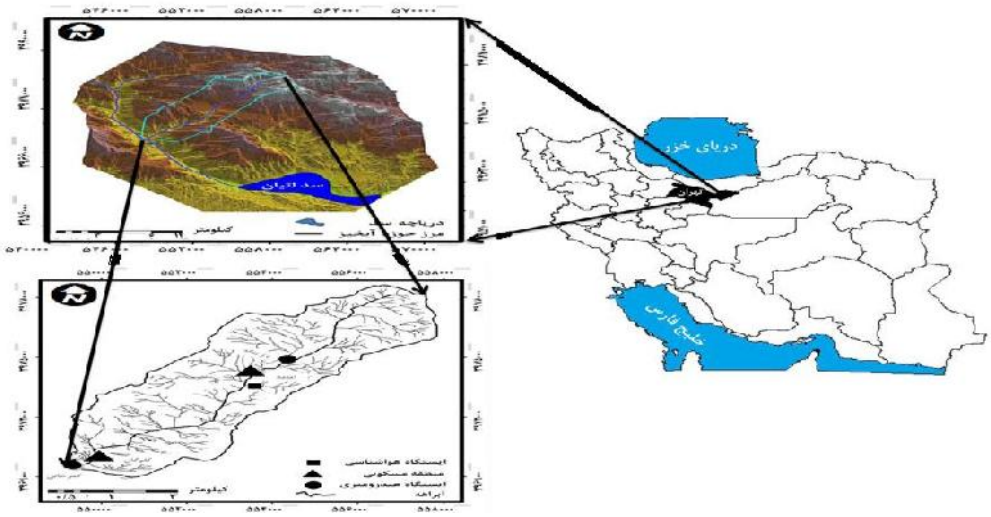
اسیدیته، شوری، درصد ماده آلی، درصد کربنات کلسیم معادل و درصد تخلخل تحت چند نوع کاربری اراضی به این نتیجه رسیدند که غیر از پارامتر درصد شن، سایر پارامترها تفاوت معنی‌داری نسبت به تغییر کاربری اراضی نشان دادند. حاج عباسی و همکاران (۱۳۸۱) در پژوهشی با بررسی چندین کاربری مرتعی شامل مرتع دست نخورده، مرتع تخریب شده و مرتع تحت کشت به تفاوت معنی‌دار میزان فسفر و پتاسیم مرتع دست نخورده نسبت به مرتع تخریب شده دست یافتند، در حالی‌که میزان فسفر مرتع دست نخورده نسبت به مرتع تحت کشت تفاوت معنی‌داری را نشان نداد. احمدی یوسف آباد و همکاران (۱۳۹۰) بیان داشتند که تغییر کاربری اراضی مرتعی به دیم سبب تغییر معنی‌داری در میزان سدیم، کلسیم و منیزیم خاک نشد. تبدیل شدن مراتع به اراضی کشاورزی باعث تخریب یا اخلال در اکوسیستم‌های طبیعی و کاهش ظرفیت تولید فعلی یا آینده خاک می‌گردد. این امر می‌تواند به دلیل فرسایش، کاهش حاصلخیزی، تغییر در رطوبت خاک، شور شدن خاک و یا تغییر در فلور و فون خاک باشد (۸). از طرفی تغییر کاربری اراضی از طریق تغییر در ساختار و عملکرد اکوسیستم و تأثیر در چرخه بیوشیمی، می‌تواند تغییر در خواص خاک و بهره‌وری از زمین و در نتیجه تغییر بیشتر در کیفیت خاک و چشم‌انداز را در طول زمان و مکان ایجاد کند. شیوه مدیریت و تغییر کاربری اراضی تغییرات عمده‌ای در پوشش گیاهی ایجاد می‌کند و به‌طورمستقیم زیتوده پوشش گیاهی (۹) و در نتیجه خواص فیزیکی، شیمیایی، خواص بیولوژیکی و کربن آلی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد (۱۴). خاک‌ورزی فشرده و حذف زیست توده گیاه از مزارع و یا اکوسیستم‌های طبیعی مانند مراتع ممکن است باعث کاهش غلظت ماده آلی خاک که معضلات زیادی را به‌دنبال خواهد داشت، گردد. با توجه به مطالب گفته شده، این پژوهش با هدف بررسی تأثیر تغییر کاربری اراضی از مرتع به سایر کاربری‌های کشاورزی بر برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک صورت گرفته است.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در این تحقیق، حوزه آبخیز امامه یکی از زیر حوضه‌های آبریز جاجرود در بالادست سد لتیان می‌باشد که در ناحیه جنوبی البرز مرکزی و در محدوده

جغرافیایی طول جغرافیایی ´۳۲- °۵۱ و ´۳۸- °۵۲ و عرض جغرافیایی ´۵۱- °۳۵ و ´۵۷ - °۳۵ قرار دارد. این منطقه از طرف شمال به ارتفاعات جنوبی دره لار و از طرف غرب به ارتفاعات اوشان کوه و ارتفاعات شرقی رودخانه جاجرود، از طرف شرق به ارتفاعات راحت آباد و کوسا و از طرف جنوب به رودخانه جاجرود و دهکده گلوکان محدود شده است. از لحاظ توپوگرافی این ناحیه کوهستانی بوده و شامل دو رشته کوه موازی است که در امتداد شمال شرقی-جنوب غربی قرار گرفته‌اند. فیزیوگرافی زیر حوضه امامه مطابق جدول (۱) می‌باشد. میانگین بارندگی ۶۸۲ میلی‌متر و میانگین درجه حرارت سالانه ۹/۴ درجه سانتی‌گراد است (شرکت مدیریت منابع آب ایران، ۱۳۷۸). حوزه آبخیز امامه یک منطقه کوهستانی بوده و عموماً شامل اراضی مرتعی می‌باشد. حدود ۲۰۰ هکتار (۵ درصد سطح حوضه) از اراضی این حوضه تحت کشت باغ میوه و علوفه قرار داشته و در بقیه سطح حوضه هم، پوشش نباتی از نوعی بوته خودرو و به صورت پراکنده وجود دارد (۳۱).



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه روی نقشه (حوزه آبخیز امامه)

جدول ۱: فیزیوگرافی حوضه امامه

مساحت حوضه (Km^2)	۳۷/۲	ارتفاع متوسط حوضه (m)	۲۶۷۲	حداکثر ارتفاع حوضه (m)	۳۸۸۰
محیط حوضه (Km)	۳۰/۲	شیب متوسط حوضه (٪)	۵۴/۳	حداقل ارتفاع حوضه (m)	۱۸۰۰
طول آبراهه اصلی (Km)	۱۲/۹۴	شیب متوسط آبراهه اصلی (٪)	۱۰/۸		

روش تحقیق

مناطق تحت تغییر کاربری اراضی بر اساس عملیات میدانی در بخشی از حوزه آبخیز امامه انتخاب شدند. در انتخاب مناطق نمونه‌برداری دقت گردید تا شرایط توپوگرافی، اقلیمی و فیزیوگرافی چهار کاربری مشابه یکدیگر باشند. بدین منظور نمونه‌برداری خاک در ۴ کاربری مرتع، کشاورزی، باغ و زمین آیش انجام شدند. در هر کاربری ۳ محل مشخص شده و نمونه‌ها به روش تصادفی در ۵ نقطه و در عمق ۰-۳۰ سانتی‌متری برداشت گردیدند (۸). در مجموع طی عملیات صحرایی که در بهار ۱۳۹۰ انجام گرفت، ۶۰ نمونه خاک برداشت شده و سپس نمونه‌های خاک به آزمایشگاه خاکشناسی منتقل شدند. نمونه‌های خاک به‌منظور آزمایش‌های مشخصه‌های فیزیکی - شیمیایی خاک در هوای اتاق خشک و بعد از کوبیده شدن، از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند (۱۵). برای اندازه-گیری اسیدیته (pH) خاک از دستگاه pH متر و برای اندازه‌گیری هدایت الکتریکی (EC) خاک از دستگاه EC سنج استفاده گردید (۴۶). اندازه-گیری درصد آهک کل به روش تیتراسیون با سود یک درصد نرمال انجام شد (۳۰). برای اندازه-گیری سدیم و منیزیم از دستگاه جذب اتمی (۵) استفاده شد و جهت تعیین گراول (شاخص فرسایش‌پذیری خاک) روش ارائه شده (۴۴) مورد استفاده قرار گرفت. درصد رطوبت اشباع نمونه-های خاک به روش وزنی تعیین گردید (۱۱). اندازه‌گیری فسفر قابل جذب خاک به روش اولسن (۳۲) و مقدار پتاسیم خاک نیز به روش عصاره‌گیری با استات آمونیوم با استفاده از دستگاه فلیم فتومتری اندازه‌گیری شد (۳۷). جهت اندازه‌گیری کربن آلی از روش والکی و بلک (۴۱) استفاده شد.

روش تجزیه و تحلیل اطلاعات

پس از جمع‌آوری و ثبت داده‌ها در محیط نرم افزاری Excel، برای آنالیز آماری از نرم افزار SPSS نسخه ۲۰ استفاده شد. در ابتدا نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف انجام گرفت. سپس تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از آنالیز واریانس یکطرفه و مقایسه میانگین‌ها بر اساس آزمون دانکن در سطح ۵ درصد انجام پذیرفت.

نتایج

نتایج نشان می‌دهد که در کاربری باغ درصد کربن و فسفر ضریب تغییرات بالاتر و درصد اشباع خاک و اسیدیته ضریب تغییرات کمتری داشتند. در کاربری کشاورزی گراول و سدیم بالاترین و اسیدیته کمترین ضریب تغییرات را داشتند. در کاربری آیش بالاترین ضریب تغییرات مربوط به منیزیم و کربن و پایین‌ترین ضریب مربوط به اسیدیته بود و در کاربری مرتع سدیم و کربن بیشترین ضریب تغییرات و اسیدیته دارای کمترین ضریب تغییرات بود (جدول ۲). به طور کلی کربن تغییرات بیشتری در کل منطقه داشته و اسیدیته کمترین تغییرات را از خود نشان داد. نتایج تجزیه واریانس برای فاکتورهای هدایت الکتریکی،گراول، آهک کل، درصد اشباع خاک، کربن، پتاسیم و فسفر وجود تفاوت معنی‌دار ولی برای سه فاکتور منیزیم، سدیم و اسیدیته عدم تفاوت معنی‌دار در سطح ۱ درصد را بین کاربری-های مختلف نشان داد (جدول ۳).

جدول۲ : آمار توصیفی مشخصه‌های خاک در کاربری‌های مختلف مورد مطالعه

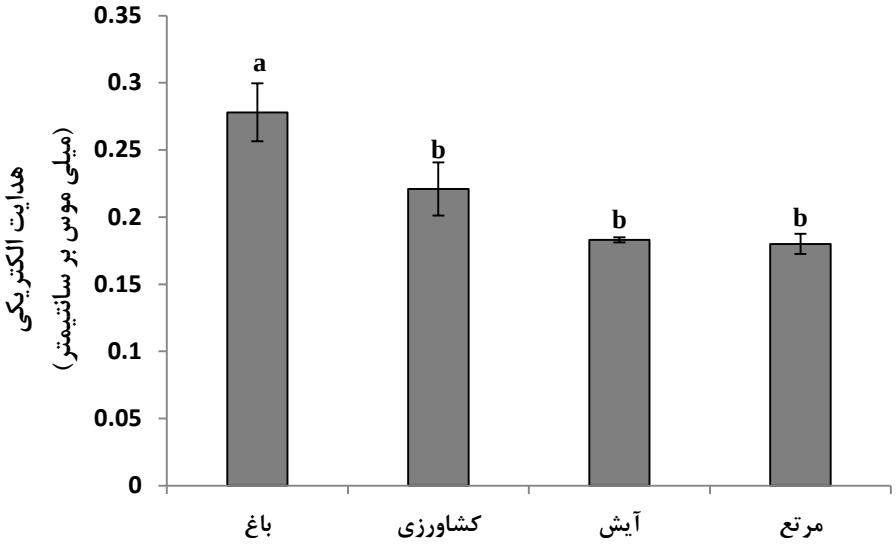
عوامل خاکی	باغ			کشاورزی			آیش			مرتع		
	میانگین	انحراف معیار	ضریب تغییرات	میانگین	انحراف معیار	ضریب تغییرات	میانگین	انحراف معیار	ضریب تغییرات	میانگین	انحراف معیار	ضریب تغییرات
هدایت الکتریکی (میلی موس بر سانتی‌متر)	۰/۲۷۸	۰/۰۷۵	۲۷	۰/۲۲۱	۰/۰۶۵	۲۹/۷	۰/۱۸۳	۰/۰۰۵	۳	۰/۱۸۰	۰/۰۴۰	۲۲/۲
گراول (گرم بر سانتی‌متر مکعب)	۱۵/۷۵	۵/۷۷	۳۶/۶	۱۴/۸۱	۸/۰۲	۵۴/۱	۲۳	۳/۹۲	۱۷/۱	۲۸/۰۶	۶/۹۶	۲۴/۸
آهک (درصد)	۲۳/۴۱	۸/۳۹	۳۵/۸	۲۱/۲۷	۸/۶۸	۴۰/۸	۲۰/۵	۴/۱۴	۲۰/۲	۲۸/۱	۳/۶۸	۱۳/۱
اشباع خاک (درصد)	۱۴/۸۳	۲/۸۸	۱۹/۵	۱۱/۹	۱/۵۷	۱۳/۳	7	۱/۳	۱۸/۷	۱۱/۰۶	۳/۳۴	۳۰/۲
اسیدیته	۷/۸۸	۰/۰۹۸	۱/۲	۷/۹۳	۰/۱۲۵	۱/۶	۷/۹	۰/۱۹۷	۲/۵	۷/۹۷	۰/۱۸۶	۲/۳
منیزیم	۰/۵۰۷	۰/۱۶۲	۳۲	۰/۴۴۷	۰/۱۸۴	۴۱/۳	۰/۵۰۷	۰/۱۸۲	۳۵/۹	۰/۴۸۶	۰/۱۵۴	۳۱/۷
سدیم	۰/۸۳۲	۰/۲۷۸	۳۳/۵	۱/۰۴	۰/۴۴۱	۴۲/۲	۰/۶۵	۰/۱۸۳	۲۸/۲	۰/۹۳	۰/۹۳۶	۱/۰۰۶
کربن (درصد)	۴۵/۹۳	۱۹/۷۶	۴۳	۴۰/۴۳	۱۰/۶۸	۲۶/۴	۱۰/۳۲	۸/۷۵	۸۴/۸	۲۵/۱۶	۱۱/۸۴	۴۷/۱
پتاسیم (میلی گرم بر کیلوگرم خاک)	۱۷۹/۸۳	۳۶/۷۶	۲۰/۴	۱۱۷/۴۵	۱۷/۸۷	۱۵/۲	۱۰۵/۵	۲۱/۵۹	۲۰/۵	۱۷۲/۳۱	۱۹/۹۷	۱۱/۶
فسفر (میلی گرم بر کیلوگرم خاک)	۴/۶۵	۲/۲۵	۰/۴۸۴	۱/۳۱	۰/۴۵۱	۰/۳۴۲	۱/۰۹	۰/۳۸۷	۰/۳۵۳	۳/۷۲	۱/۲۷	۰/۳۴۳

جدول۳ : نتایج تجزیه واریانس ویژگی‌های مورد مطالعه خاک در منطقه

فاکتور	منبع تغییرات	مجموع مربعات	درجه آزادی	میانگین مربعات	F
هدایت الکتریکی	بین گروهها	۰/۰۸۸	۳	۰/۰۲۹	۱۰/۸۶۶**
	درون گروهها	۰/۱۵۰	۵۶	۰/۰۰۳	
گراول	بین گروهها	۲۰۹۷/۲۵	۳	۶۹۹/۰۸	۱۵/۸۱۳**
	درون گروهها	۲۴۷۵/۷۴	۵۶	۴۴/۲۱	
آهک کل	بین گروهها	۶۲۳/۶۱۲	۳	۲۰۷/۸۷	۵/۷۳۵**
	درون گروهها	۲۰۲۹/۷۸	۵۶	۳۶/۲۴	
درصد اشباع خاک	بین گروهها	۳۰۲/۲۹	۳	۱۰۰/۷۶	۱۲/۷۵۴**
	درون گروهها	۴۴۲/۴۳	۵۶	۷/۹۰	
اسیدیته	بین گروهها	۰/۰۸۳	۳	۰/۰۲۸	۱/۰۲۳ns
	درون گروهها	۱/۵۱۲	۵۶	۰/۰۲۷	
منیزیم	بین گروهها	۰/۰۲۶	۳	۰/۰۰۹	۰/۳۱۷ns
	درون گروهها	۱/۵۳۱	۵۶	۰/۰۲۷	
سدیم	بین گروهها	۰/۸۱۰	۳	۰/۲۷۰	۰/۵۴۸ns
	درون گروهها	۲۷/۵۷	۵۶	۰/۴۹۲	
کربن	بین گروهها	۸۰۱۹/۸۹	۳	۲۶۷۳/۳	۱۵/۱۱۸**
	درون گروهها	۹۹۰۲/۶۷	۵۶	۱۷۶/۸۳	
پتاسیم	بین گروهها	۵۱۱۹۷/۰۴	۳	۱۷۰۶۵/۶۸	۲۹/۴۰۳**
	درون گروهها	۳۲۵۰۲/۶۰	۵۶	۵۸۰/۴۰۴	
فسفر	بین گروهها	۱۰۷/۱۱	۳	۳۵/۷	۱۹/۱۰۵**
	درون گروهها	۱۰۴/۶۵	۵۶	۱/۸۶	

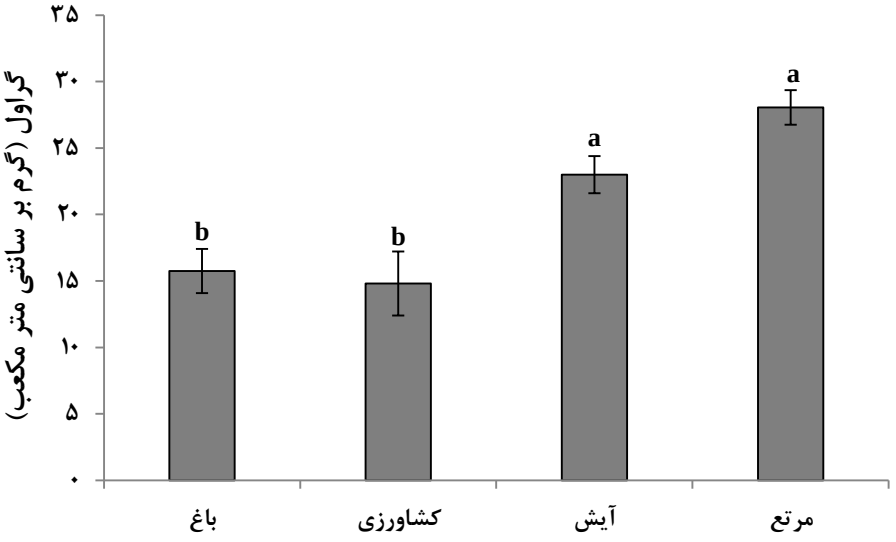
**: تفاوت معنی‌دار در سطح ۱ درصد و ns: عدم تفاوت معنی‌دار در سطح ۱ درصد

همچنین نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که میزان هدایت الکتریکی در کاربری باغ نسبت به کاربری‌های کشاورزی، آیش و مرتع تفاوت معنی-داری داشته و بیشترین مقدار هدایت الکتریکی خاک موجود مربوط به کاربری باغ (۰/۲۸ میلی موس بر سانتی متر) و کمترین آن مربوط به دو کاربری مرتع و آیش (با میانگین ۰/۱۸ میلی موس بر سانتی متر) بود (شکل ۲). نتایج آزمون دانکن به منظور مقایسه فاکتور فرسایش پذیر خاک (گراول) بین کاربری‌های مختلف نشان داد که بیشترین مقدار فرسایش مربوط به کاربری مرتع (با میانگین ۲۸ گرم بر سانتی‌متر مکعب) و کمترین آن مربوط به کاربری کشاورزی (با میانگین ۱۴/۸۲ گرم بر سانتی‌متر مربع) بود. همچنین درصد گراول بین کاربری مرتع و آیش تفاوت معنی‌داری نشان نداد ولی میزان آن بیشتر از دو کاربری کشاورزی و باغ بود (شکل ۳). میزان درصد رطوبت اشباع خاک در کاربری‌های کشاورزی و مرتع با هم تفاوت معنی‌دار نداشته ولی نسبت به کاربری آیش در سطح احتمال ۱ درصد بیشتر بوده است. نتایج آزمون دانکن برای فاکتور درصد اشباع خاک نشان داد که بیشترین مقدار این فاکتور مربوط به کاربری باغ (با میانگین ۱۴/۸۳ درصد) و کمترین آن مربوط به کاربری آیش (با میانگین ۷ درصد) بود (شکل ۴). طبق نتایج به‌دست آمده از آزمون دانکن بیشترین مقدار آهک کل مربوط به کاربری مرتع (با میانگین ۲۸/۱ درصد) و کمترین آن مربوط به کاربری آیش (با میانگین ۲۰/۵ درصد) بود (شکل ۵). مقدار اسیدیته خاک، در کاربری‌های باغ، کشاورزی، آیش و مرتع با هم تفاوت معنی‌دار نداشته است و تغییر کاربری اراضی روی مقدار آن‌ها تأثیری نداشته است (شکل ۶). کربن آلی خاک در باغ بیشترین و در آیش کمترین میزان را داشت و بین کاربری کشاورزی و باغ از این نظر اختلاف معنی‌داری وجود نداشت (شکل ۷). درصد پتاسیم و فسفر تفاوت معنی‌داری بین کاربری باغ و مرتع نشان نداد ولی میزان آن بیشتر از کاربری‌های کشاورزی و آیش بود (شکل ۸ و ۹).



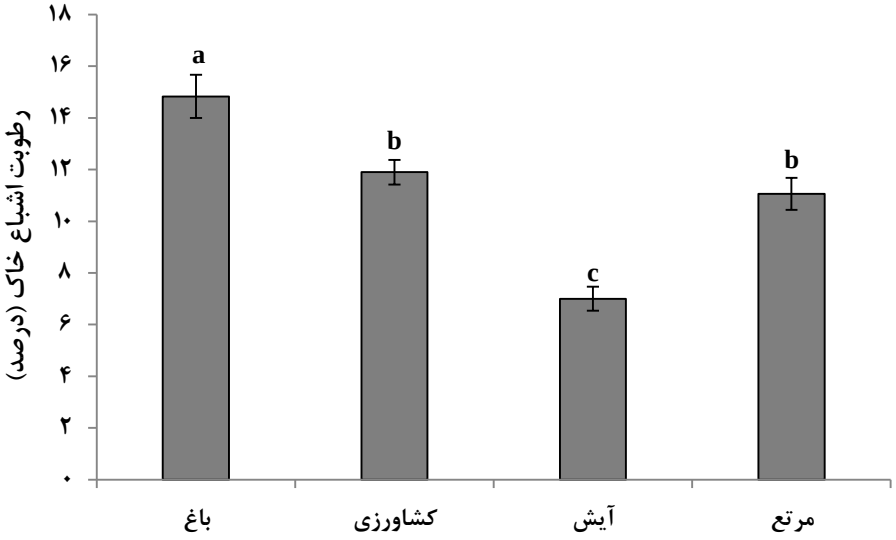
شکل ۲: اثر تغییر کاربری اراضی بر هدایت الکتریکی.

حروف مشترک روی هر ستون عدم تفاوت معنی‌دار ($p \geq ۰/۰۵$) را نشان می‌دهد



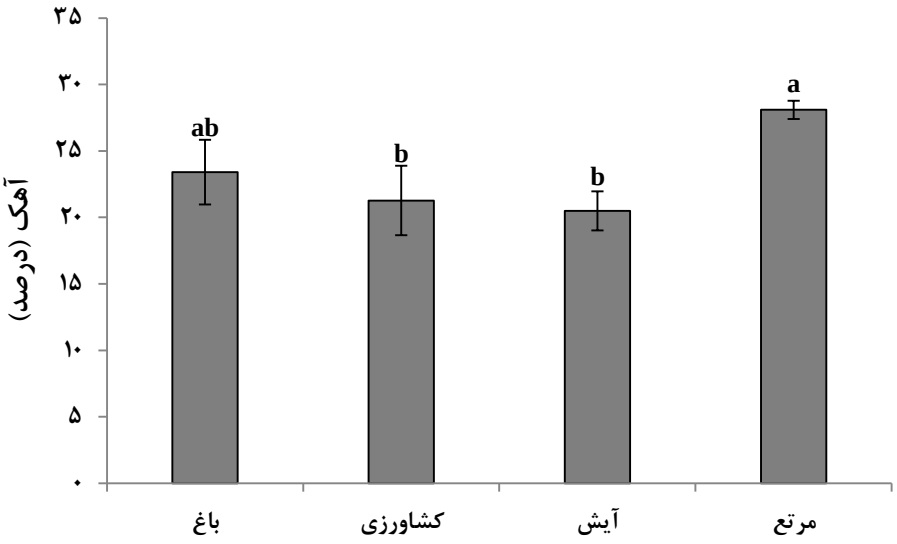
شکل ۳: اثر تغییر کاربری اراضی بر گراول خاک.

حروف مشترک روی هر ستون عدم تفاوت معنی‌دار ($p \geq ۰/۰۵$) را نشان می‌دهد



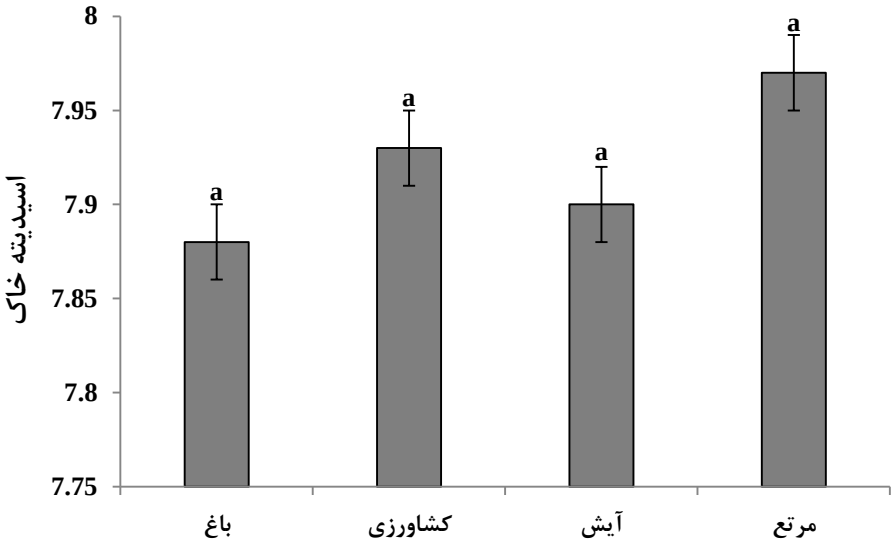
شکل ۴: اثر تغییر کاربری اراضی بر میزان درصد رطوبت اشباع خاک.

حروف مشترک روی هر ستون عدم تفاوت معنی‌دار ($p \geq ۰/۰۵$) را نشان می‌دهد



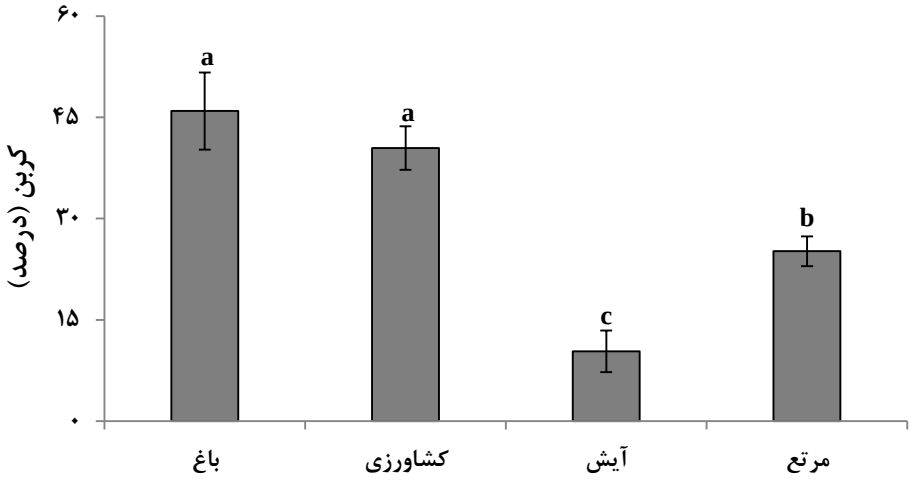
شکل ۵: اثر تغییر کاربری اراضی بر میزان آهک کل.

حروف مشترک روی هر ستون عدم تفاوت معنی‌دار ($p \geq ۰/۰۵$) را نشان می‌دهد



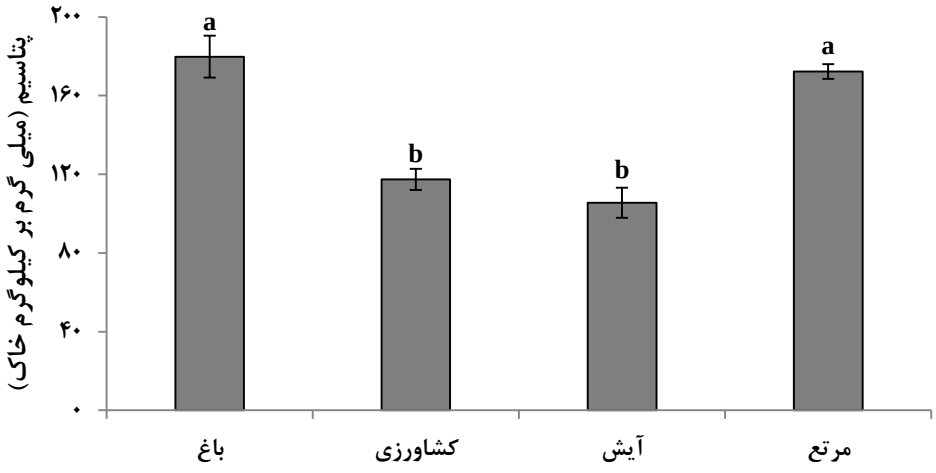
شکل ۶: اثر تغییر کاربری اراضی بر میزان اسیدیته.

حروف مشترک روی هر ستون عدم تفاوت معنی‌دار ($p \geq ۰/۰۵$) را نشان می‌دهد



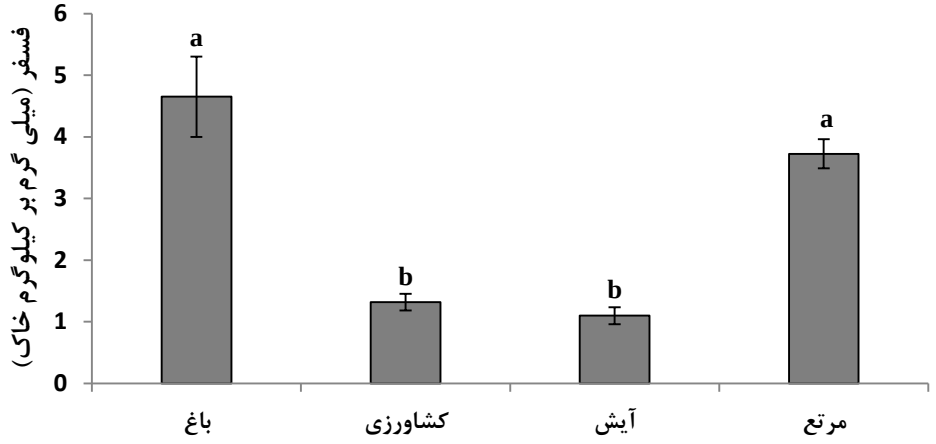
شکل ۷: اثر تغییر کاربری اراضی بر درصد کربن.

حروف مشترک روی هر ستون عدم تفاوت معنی‌دار ($p \geq ۰/۰۵$) را نشان می‌دهد



شکل ۸: اثر تغییر کاربری اراضی بر میزان پتاسیم.

حروف مشترک روی هر ستون عدم تفاوت معنی‌دار ($p \geq ۰/۰۵$) را نشان می‌دهد



شکل ۹: اثر تغییر کاربری اراضی بر میزان فسفر.

حروف مشترک روی هر ستون عدم تفاوت معنی‌دار ($p \geq ۰/۰۵$) را نشان می‌دهد

بحث

هدایت الکتریکی

نتایج حاصل از مطالعه حاضر نشان داد که قابلیت هدایت الکتریکی در کاربری باغ اختلاف معنی‌داری با سایر کاربری‌ها دارد. در حقیقت قابلیت هدایت الکتریکی در کاربری

باغ دارای بیشترین مقدار و در مرتع کمتر از سایر کاربری‌ها بود که می‌تواند به‌علت تاج پوشش بسته درختان و میزان لاشبرگ بیشتر باشد که این خود می‌تواند دلیل بر افزایش میزان هدایت الکتریکی خاک باشد. نیک نهاد قرماخر و مارامائی (۲۰۱۱) نیز در مطالعه خود، اثرات تغییر کاربری اراضی بر خصوصیات خاک حوضه آبخیز کچیک به این نتیجه رسیدند که قابلیت هدایت الکتریکی خاک زراعی در مقایسه با کاربری مرتع تفاوت معنی‌داری داشت، که دلیل این امر را افزایش کود به زمین زراعی بیان کردند (۲۹). بنابراین یکی از دلایل بیشتر بودن قابلیت هدایت الکتریکی خاک زراعت آبی در مطالعه حاضر در مقایسه با کاربری مرتع می‌تواند به استفاده کودهای شیمیایی در این کاربری باشد که با نتایج این محققان مطابقت داشت. کیلیک[1] و همکاران (۲۰۱۲) در تحقیق خود به این نتیجه رسیدند که میزان هدایت الکتریکی در زمین‌هایی با سابقه کشت ۵ سال از زمین‌هایی با سابقه کشت ۲۰ سال و مرتع بیشتر بود چون هدایت الکتریکی با غلظت متنوعی از نمک‌ها می‌تواند متفاوت باشد (۱۹). هدایت الکتریکی که ناشی از یون‌های محلول در خاک است، در خاک-های باغ نسبت به خاک‌های دیگر به شکل معنی‌داری افزایش یافته است. در واقع انجام عملیات کشت و کار و به ویژه کوددهی، باعث افزایش قابلیت هدایت الکتریکی خاک در کاربری‌های کشاورزی و باغ نسبت به مرتع شده است که تأثیر آن در خاک سطحی بیشتر بوده است. حاج‌عباسی و همکاران (۲۰۰۸) نیز در مطالعه خود در خاک‌های جنوب و جنوب غربی اصفهان روی اثر تبدیل مراتع به اراضی کشاورزی، افزایش ۴۱ درصدی قابلیت هدایت الکتریکی را در خاک کشاورزی نسبت به خاک مرتع دست نخورده مشاهده و بیان کردند که تغییر کاربری اراضی و اعمال عملیات کشت و کار و کوددهی سبب افزایش مقدار قابلیت الکتریکی خاک در زمین‌های کشاورزی شده است (۱۲) که نتایج آن‌ها با تحقیق حاضر همخوانی دارد.

[1]-Kilic

گراول (شاخص‌های فرسایش‌پذیری)

کاربری مرتع (با میانگین ۲۸ درصد) و کاربری کشاورزی (با میانگین ۱۴/۸۲ درصد) به‌ترتیب دارای بیشترین و کمترین مقدار گراول بودند. در توجیه این نتیجه باید بیان کرد که کاربری مرتعی در این منطقه به‌شدت تحت تأثیر فشار چرای دام بوده که مانع از احیای دوباره ویژگی‌های خاک می‌شود و با توجه به اینکه پوشش گیاهی چند ساله با ریشه‌های قوی باعث جذب آب می‌شود و از ایجاد رواناب و فرسودگی خاک جلوگیری می‌کنند در نتیجه کمبود گیاهان چندساله مرغوب و تنوع بالای گیاهان یکساله در این مراتع می‌تواند دلیل بر افزایش گراول و فرسایش در خاک باشد، از طرفی کاویان و رضایی پاشا (۲۰۱۱) در مطالعه خود تحت عنوان تأثیر تغییر کاربری اراضی بر تخریب خاک در شمال ایران به نتیجه مشابهی با این پژوهش رسیدند به این صورت که بیشترین میزان فرسایش به‌ترتیب در کاربری مرتع و کشاورزی و کمترین آن در کاربری جنگل مشاهده شد و علت آن را تبدیل اراضی جنگلی به اراضی کشاورزی و همچنین تبدیل این ارضی کشاورزی به اراضی مرتعی جهت تعلیف دام و فشار بالای چرای دام در کاربری مرتع نسبت دادند که با نتایج این تحقیق مطابقت داشت. از طرف دیگر ونیامپ[1] و همکاران (۲۰۰۲) اظهار نمودند که تغییر کاربری از جنگل به اراضی کشاورزی باعث تفاوت معنی‌داری در شاخص‌های فرسایش-پذیری خاک می‌شود (۳۹). مورگان[2] (۱۹۸۶) براساس مطالعه‌ای در خصوص فرسایش خاک در انگلستان به این نتیجه رسید که تبدیل اراضی مرتعی به اراضی کشاورزی باعث تشدید فرسایش خاک در مقیاس وسیع می‌شود. نتایج این پژوهش نشان داد که در اثر تغییر کاربری اراضی هیچ تفاوت معنی‌داری بین سه فاکتور اسیدیته، منیزیم و سدیم خاک مشاهده نشد که این نشان از این بود که تغییر کاربری اراضی بر این فاکتورها زیاد تأثیر گذار نبوده است که با نتایج این تحقیق همخوانی دارد. ولی تجادا و گونزالز[3] (۲۰۰۸) به افزایش میزان اسیدیته خاک در اراضی زراعی در اثر تبدیل جنگل به اراضی کشاورزی پی بردند (۳۸). همچنین کیلیک[4] و همکاران (۲۰۱۲) در مورد اسیدیته خاک به این نتیجه رسیدند که تبدیل مرتع به اراضی کشاورزی، باعث افزایش میزان اسیدیته خاک می‌شود چون میزان اسیدیته خاک با توجه به غلظت بالای نمک‌های حاصل از آب آبیاری شده می‌تواند بالاتر رود و همچنین بیان کردند که میزان سدیم خاک در

[1] - Venyampe

[2] - Morgan

[3] -Tejada and Gonzalez

[4] - Kilic

اثر تبدیل مرتع به اراضی کشاورزی افزایش می‌یابد که با نتایج تحقیق حاضر مطابقت نداشت (۱۹). کاشی و همکاران (۲۰۱۲) نشان دادند که تغییر کاربری تأثیری بر میزان اسیدیته خاک نداشته ولی میزان سدیم و مجموع کلسیم و منیزیم در اراضی کشاورزی نسبت به خاک‌های بکر بیشتر بود که علت آن را مدیریت نامناسب اراضی کشاورزی و همچنین استفاده از آب‌های شور برای آبیاری بیان نمودند (۱۷).

درصد رطوبت اشباع خاک

نتایج حاصل از بررسی کاربری‌های مورد مطالعه نشان داد که خاک کاربری باغ با ۱۴/۸۳ درصد دارای بیشترین و اراضی آیش با ۷ درصد دارای کمترین مقدار رطوبت بودند. در کاربری باغ به دلیل پوشش بیشتر درختان و دست‌خوردگی کمتر خاک نسبت به کاربری آیش، پوشش خاک توسط بقایای گیاهی و لاشبرگ مانع از قرار گرفتن مستقیم خورشید در برابر هوا و در نتیجه حفظ رطوبت خاک می‌شود (۵) که با نتایج مولومبا و لال[1] (۲۰۰۸) که به تأثیر مثبت لاشبرگ و بقایای گیاهی سطح خاک در حفظ رطوبت خاک اشاره کردند مطابقت داشت (۲۸). در اراضی آیش و کشاورزی در اثر شخم و کشت و کار، خاک زیر و رو می‌شود و درنتیجه در معرض هوا قرار می‌گیرد و این عامل خود باعث کاهش رطوبت خاک می‌شود (۲۶). از طرفی عجمی و همکاران (۲۰۰۷) کاهش قابل توجه درصد رس و ماده‌آلی را دلیل اصلی کاهش میزان رطوبت اشباع خاک در اثر تغییر کاربری اراضی دانستند. لوائی (۲۰۱۴) درصد رطوبت اشباع بین سه جامعه جنگل، مرتع و اکوتون را مورد بررسی قرار دادند و مشاهده کردند که اختلاف معنی‌داری بین سه کاربری نشان نداد زیرا بافت و وزن مخصوص ظاهری بین سه رویشگاه تفاوت معنی‌داری نداشتند (۲۱). تحقیقات رحیمی دهچراغی (۲۰۱۳) عدم تفاوت معنی‌دار در میزان رطوبت اشباع در اثر تغییر کاربری اراضی را گزارش دادند که با نتایج این تحقیق همخوانی نداشت (۳۳).

[1] - Mulumba and Lal

مقدار آهک کل (بر حسب کربنات کلسیم)

آهک خاک در طی تغییر کاربری اراضی دچار تغییر معنی‌داری شده است. اختلاف معنی‌داری بین میزان آهک خاک در کاربری مرتع با کاربری-های آیش و کشاورزی مشاهده می‌شود. نتایج این پژوهش نشان داد که کاربری مرتع با ۲۸/۱ درصد دارای بیشترین و کاربری آیش با ۲۰/۵ درصد دارای کمترین مقدار آهک بودند. تغییر آهک خاک در اثر تغییر کاربری نشان می‌دهد که آب آبیاری و عملیات کشاورزی نقش مهمی در آهکی شدن خاک‌های زمین کشاورزی دارد. در واقع در قابلیت هدایت الکتریکی پایین‌تر آهک و در قابلیت هدایت الکتریکی بالاتر Nacl نقش اصلی را بر عهده دارند که تغییرات قابلیت هدایت الکتریکی خاک کاربری‌های مورد مطالعه نیز مؤید نقش آهک در آن‌ها است. نتایج این بررسی از نتایج به دست آمده توسط کیزیلکایا و دنگیز (۲۰۱۰) که اختلاف معنی‌داری در درصد کربنات کلسیم معادل خاک پس از تغییر کاربری اراضی مشاهده کردند، تبعیت می‌کند. همچنین ملک پور و همکاران (۲۰۱۱) نیز در تحقیق خود به این نتیجه رسیدند که تغییر کاربری باعث کاهش مقدار آهک خاک در زمین‌های زراعی شده که علت آن افزایش آب‌شویی در سایر کاربری‌ها در اثر تغییر کاربری می‌باشد که با نتایج این تحقیق مطابقت دارد (۲۳). از آن‌جایی‌که کربنات کلسیم یکی از مهم‌ترین عوامل کنترل کننده pH خاک بخصوص در خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک با مقدار قابل ملاحظه‌ای آهک و هم‌چنین در خاک‌های تشکیل یافته از مواد مادری آهکی است؛ اگر تفاوت در درصد آهک در کاربری‌های مختلف را مد نظر قرار دهیم، مشاهده می‌شود که این تغییرات با هم متناسب هستند. به‌طوری‌که بیشترین pH و بیشترین درصد آهک در کاربری مرتع و کمترین pH و کمترین درصد آهک مربوط به باغ و آیش بوده است. دلیل این تفاوت می‌تواند مربوط به این موضوع باشد که در کاربری مرتع به دلیل فشار چرا و تراکم کمتر گیاهان مرتعی، در شرایط یکسان میزان دریافت نزولات جوی، نفوذ عمقی آب به خاک کمتر بوده و آبشویی کمتر باعث افزایش درصد آهک در خاک سطحی و همچنین افزایش pH در سطح این خاک‌ها شده است. نتایج این تحقیق با نتایج کاشی و همکاران (۲۰۱۲) که در نتایج تحقیق خود بیان نمودند تغییر کاربری اراضی تأثیری بر میزان آهک خاک نداشته است همخوانی ندارد (۱۷). نتایج تحقیق سلیک[1] (۲۰۰۵) نیز نشان داد میزان آهک در کاربری‌های جنگل، مرتع و کشاورزی به‌ترتیب ۲۰۲، ۲۰۳ و ۲۲۳ گرم در کیلو گرم بوده است که بیشترین مقدار مربوط به کاربری کشاورزی تعلق داشت که با تحقیق حاضر مطابقت ندارد (۸).

[1] -Celik

اسیدیته خاک

در چهار ناحیه مورد مطالعه، نوع کاربری اثری بر pH خاک نداشته است و اثر معنی‌داری مشاهده نمی‌شود. بالاترین میزان pH در مرتع به میزان ۷/۹۷ و کمترین آن به میزان ۷/۸۸ در ناحیه باغ مشاهده گردید. عدم تأثیر کاربری بر روی pH به این علت است که چون هر چهار منطقه دارای میزان بارندگی و خاک و سازند یکسانی است و با توجه به اینکه pH خاک به مواد مادری و تغییراتی که در مراحل تشکیل بستگی دارد، همبستگی بسیار قوی با بارندگی داشته و تغییر خاصی در آن ایجاد نمی‌شود. اسیدیته یک ویژگی پایه خاک محسوب می‌شود که بر تفسیر سایر شاخص‌ها مؤثر است. نتایج این تحقیق نشان داد که کاربری مرتع که از نوع تخریب یافته می‌باشد و فشار چرا در آن زیاد بوده است نسبت به سایر کاربری‌ها دارای اسیدیته بیشتری می‌باشد هر چند تفاوت معنی‌داری با سایر کاربری‌ها ندارد ولی این افزایش به دلیل افزایش آهک منطقه مطالعاتی مربوط است. دورمار[1] (۱۹۹۸) علت افزایش اسیدیته خاک را در اثر چرای دام، کاهش پروفیل و نزدیکتر شدن لایه کربناتی به سطح خاک نسبت داده‌اند که با یافته‌های این مطالعه منطبق بود (۱۰). با توجه به نتایج تجزیه واریانس مشخصه‌های خاک در کاربری‌های مختلف، کاربری مرتع و باغی به ترتیب دارای بیشترین و کمترین میزان pH و کربنات کلسیم بودند. در بررسی اسیدیته کاربری‌های موردمطالعه، درصد کربنات کلسیم می‌تواند معیاری برای توجیه اسیدیته خاک تا مرز ۷/۹۷ باشد، به نحوی که افزایش pH در کاربری مرتعی به علت افزایش میزان کربنات کلسیم است. در حقیقت، مقایسه کربنات کلسیم خاک‌های مورد مطالعه، حاکی از افزایش میزان آهک درخاک مرتعی بوده که سبب افزایش pH شده است. از دیگر دلایل افزایش pH در کاربری مرتع در مقایسه با سایر کاربری‌ها چرای دام است (۱۶). طی چرای شدید دام، عمق پروفیل خاک کاهش یافته و منجر به نزدیک‌تر شدن کربنات کلسیم به سطح خاک می‌شود (۱۰).

[1] -Dormaar

کربن آلی خاک

در بین کاربری‌های مورد مطالعه، کاربری باغ به واسطه پوشش درختی مطلوب، توان حفظ رطوبت خاک و پویایی اکوسیستم، بیش‌ترین میزان کربن آلی ورودی به خاک را داشته است. از سوی دیگر، به دلیل وجود ساختمان مناسب خاک و مصون ماندن درختان از چرای دام، قابلیت فرسایش-پذیری کم‌تری نسبت به سایر مناطق داشته و در نتیجه نسبت کربن ورودی به کربن خروجی افزایش یافته است. به دلیل برداشت بخش عمده پوشش گیاهی توسط دام در مرتع چرای شدید و به دنبال آن کاهش بازگشت بقایای گیاهی به خاک، کربن ورودی به اکوسیستم، کم تر از کربن خروجی می شود. به‌علاوه ورود مکرر دام به منطقه، موجب فشردگی خاک در نتیجه فشار ناشی از وزن دام گشته و کیفیت فیزیکی خاک در درازمدت کاهش یافته و فرسایش پذیری آن افزایش می‌یابد. برآیند موارد گفته شده، کاهش کربن آلی خاک را به دنبال داشته است. استفاده بی‌رویه از این مرتع سبب شده میزان کربن آلی خاک نسبت به کاربری باغ ۱/۸ درصد کاهش یابد. در این بررسی بین کاربری باغ و کشاورزی، باغ از درصد کربن آلی بیشتری برخوردار بود. مهمترین عاملی که در تسریع کاهش ماده آلی در خاک کشاورزی تأثیر می‌گذارد، کشت و کار است که موجب افزایش تجزیه مواد آلی خاک طی عملیات شخم می‌شود حساسیت بیشتر اراضی کشاورزی در برابر فرسایش، عاملی برای کاهش کربن آلی خاک به شمار می‌آید، به‌طوری‌که بخش عمده‌ای از کربن آلی خاک از طریق فرایند فرسایش و به صورت محلول همراه با رواناب از دسترس خارج خواهد شد (۳۸). رئیسی (۲۰۰۶) نیز با بررسی کیفیت خاک تحت اثر تبدیل مراتع چرای شدید به باغ‌های بادام و سپس مزارع شبدر در اقلیم نیمه‌خشک سامان شهرکرد، نشان داد که با به زیر کشت بردن این مراتع ظرف چندین سال، مقدار کربن آلی خاک از ۷/۱ گرم بر کیلوگرم در مراتع دایمی به ۱۰/۴ گرم بر کیلوگرم در مزارع شبدر افزایش یافته است. بهبود کیفیت خاک، افزایش فعالیت میکروبی و نوع پوشش گیاهی عمده دلایل ین مسأله عنوان شدند (۳۴) که با نتایج این تحقیق همخوانی دارد. این نتایج همچنین با نتایج مایا[1] و همکاران (۲۰۱۰) مطابقت دارد. آنها کاهش مواد آلی بر اثر کشت و کار را به دو دلیل به هم خوردن خاک سطحی و در نتیجه تسریع تجزیه بیولوژیکی مواد آلی، تشدید فرسایش خاک و به دنبال آن هدررفت مواد آلی همراه با رواناب گزارش نمودند (۲۲).

1 - Maia

پتاسیم

نتایج نشان داد که بین میزان پتاسیم در کاربری-های مختلف اختلاف معنی‌داری مشاهده گردید. بیشترین مقدار پتاسیم در کاربری باغ و مرتع مشاهده شد که با دو کاربری کشاورزی و آیش اختلاف معنی‌داری داشت. فقدان پوشش گیاهی و وقوع فرسایش آبی قابل ملاحظه در اراضی کشاورزی را می‌توان از دلایل عمده تلفات پتاسیم در این کاربری نسبت به خاک مرتع برشمرد (۳۶). در کاربری باغ که میزان مواد آلی آن زیادتر بوده پتاسیم قابل جذب نیز بیشتر بوده است. وجود مواد آلی این خاک‌ها باعث جذب سطحی این عناصر شده و از فرسایش آن‌ها جلوگیری می‌کند. نتایج این بررسی عوارض ناشی از استفاده از آب‌های حاوی مقادیر بالای پتاسیم محلول و استفاده بیش از حد از کودهای شیمیایی در خاک را نشان می‌دهد. در مراتع دارای شدت بالای چرای دام، دلایل افزایش مقدار پتاسیم خاک را می‌توان اثر مثبت دام بر موجودی پتاسیم خاک از طریق تردد دام و فضولات دامی دانست که قسمت عمده پتاسیم موجود در علوفه خورده شده توسط دام از طریق ادرار دام به محیط باز گردانده می‌شود و این امر منجر به افزایش پتاسیم قابل جذب در منطقه می‌گردد. همچنین به علت پایین بودن درصد پوشش گیاهی در مرتع، پتاسیم خاک توسط گیاه نیز کمتر به مصرف می‌رسد و در نتیجه در افزایش پتاسیم خاک دخالت دارد. این نتایج با یافته‌های جوادی و همکاران (۲۰۰۵) همخوانی دارد (۱۶).

فسفر

کاربری باغ و مرتع نسبت به کاربری‌های دیگر دارای فسفر بیشتری بودند. افزایش مقدار فسفر در خاک مرتع تحت چرا نسبت به زمین کشاورزی را می‌توان به حضور و چرای دام در مرتع تحت چرا نسبت داد زیرا حرکت دام در سطح مرتع باعث مدفون شدن بیشتر فضولات و لاشبرگ می‌شود و همچنین باعث تحرک بیشتر فسفر موجود در سطح خاک بر اثر تردد دام و به هم خوردن خاک سطحی می‌شود. در اراضی مرتعی تحت چرا پوشش گیاهی و بازگشت آن به خاک سبب افزایش مواد آلی و حفظ فسفر خاک می‌شود. کاربری اراضی کشاورزی هدررفت و برداشت فسفر را در صورت عدم جایگزینی مجدد و بدون بازیافت آن تسریع می‌کند (۴۵). همچنین کاربری کشاورزی دارای مقدار فسفر کمتری نسبت به کاربری باغ بود که این کاهش به دلیل آبشویی فسفر به علت شنی بودن بافت خاک می‌باشد. علاوه بر این مقدار فسفر با افزایش اندازه ذرات

خاک کاهش می‌یابد. منگ[1] و همکاران (۲۰۰۸) نیز با بررسی اثر کاربری اراضی روی هدررفت میزان فسفر به این نتیجه رسیدند که کاربری کشاورزی دارای بیشترین مقدار هدررفت فسفر توسط فرسایش می‌باشد (۲۵) که با نتایج تحقیق حاضر مطابقت دارد. همچنین جذب فسفر توسط گیاهان و خروج آن به دلیل برداشت محصول از دیگر عوامل کاهش فسفر خاک در اثر کشاورزی است (۶). در اراضی باغی به علت تراکم بیشتر درختان در واحد سطح برداشت عناصر غذایی از جمله فسفر بیشتر می‌باشد و در اراضی با کاربری مرتع گرچه عناصر غذایی از جمله فسفر به کمک ترشحات ریشه‌ای از فرم غیر قابل جذب به فرم قابل جذب تبدیل می‌گردد ولی به دلیل اینکه بقایای گیاهی مجدداً به خاک بر می-گردد باعث افزایش میزان فسفر در خاک شده است (۱). میزان فسفر در کاربری آیش در اثر فرسایش خاک کاهش یافت. علاوه بر این کاهش پوشش گیاهی با افزایش فرسایش خاک می‌تواند دلیل کاهش فسفر خاک باشد. به طور کلی تفاوت میزان اسیدیته، منیزیم و سدیم در سطح پنج درصد احتمالات برای هیچ یک از کاربری‌ها معنی‌دار نبوده است.

نتیجه‌گیری نهایی

در مجموع نتایج این تحقیق نشان داد که تغییر کاربری از مرتع به سه کاربری دیگر (باغ، آیش و اراضی کشاورزی) می‌تواند بر فاکتورهای کیفی خاک اثرات متفاوتی داشته باشد هر چند که مطالعات زیادی انجام این نوع عملیات را به ضرر منابع طبیعی و ذخایر ژنتیکی این منبع خدادی قلمداد کردند اما با توجه به رشد روزافزون جمعیت و نیاز به مواد غذایی و مسائل اقتصادی این تبدیل یک امر کاملاً بدیهی است و نمی‌توان گفت که به‌طور قطع می‌توان از این تغییر جلوگیری کرد در نتیجه پیشنهاد می‌شود که با مدیریت مناسب دام و مدیریت اراضی کشاورزی با انتخاب یک نوع کشت مناسب این اثر منفی را تعدیل داد تا علاوه بر تضمین بقای اکوسیستم حداکثر بهره‌برداری را از این منابع داشته باشیم.

1 -Meng

References

1. Abbasi, M. Najafinejad, A. Sheikh, V.B. and Azim Mohseni, M. (2016). Changes in runoff, Soil and nutrient loss in different vegetation cover type in Loess lands (Case study: Kechik watershed, Golestan province). *Journal of Water and Soil Conservation*, 23 (3): 91-109. (in Persian).
2. Abid, M. and Lal, R. (2008). Tillage and drainage impact on soil quality: I. Aggregate stability, carbon and nitrogen pools. *Journal of Soil and Tillage Research*, 100, 89-98.
3. Ahmadi Ilkhechi, A., Hajabasi, M and Jalalian, A. (2002). Effect of rangeland changes to agriculture rain-fed land on runoff, digridaction and soil quality in Dorahan region, Char mahal and Bakhtiari, Water and Soil Science, Natural Resource Sience and Agriculture Science, 6(4): 103-116 (in Persian).
4. Ajami, M. Khormali, F. and Ayobi, Sh. (2007). Application of neural network for prediction of earthen dam peak breach outflow, and breach time, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 39 (1): 15-30 (in Persian).
5. Aliehyaei, M and Bebehanizadeh, A.A. (1993). Methods of chemical analysis of soil, *Soil and Water Research Institute*, 1(893), 1-76.
6. Boroumand, M. Ghajar Sepanlu, M. and Bahmanyar, M.A. (2013). The Effect of Land use Change on Some of the Physical and Chemical Properties of Soil (Case Study: Semeskande Area of Sari). *Journal of Watershed Management Research*, 5(9): 78-94. (in Persian).
7. Burke, I.C., Yonker, C.M., Parton, W.J., Cole, C.V., Flach, K. and Schimel, D.S. (1989). Texture, climate, and cultivation effects on soil matter content in U.S. grassland Soils, Published in *Soil Sci. Soc. Am. Journal*. 53: 800-805.
8. Celik, (2005). Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey, *Journal of Soil and Tillage Research*. 83(2): 270–277.
9. Chuai, X., Huang, X., Lai, L., Wang, W., Peng, J. and Zhao R. (2013). Land use structure optimization based on carbon storage in several regional terrestrial ecosystems across China, Journal of Environmental Science and Policy,25, 50-61.
10. Dormaar, J. F., Smoliak, S., & Willms, W. D. (1998). Vegetation and soil responses to short duration grazing on Fescue grasslands. Journal of Range Management, 42 (3): 252-256.
11. Famiglietti, J., J. Rudnicki, and M. Rodell (1998), Variability in surface moisture content along a hillslope transect: Rattlesnake Hill, Texas,J. Hydrol., 210: 259– 281.
12. Hajabbasi, M.A., Besalatpour, A., Melali, A.R. (2008). Impacts of Converting Rangelands to Cultivated Land on Physical and Chemical Properties of Soils in West and Southwest of Isfahan, 11(42): 525-534 (in Persian).
13. Hajabasi, M., A. Jalalian, J. Khajedin & H. Karimzadeh. 2002. Depasturation effects on physical characteristics, fertility and tilth index of soil: a case study of

14. Boroojen. Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources,
15. Water and Soil Science-Isfahan University of Technology. 6(1): 149-161. (In Persian).
16. Helfrich, M., Ludwig, B., Buurman, P..and Flessa, H. (2006). Effect of land use on the com-position of soil organic matter in density and aggregate fractions as revealed by solid-state 13C NMR spectroscopy. *Journal of Geoderma*, 136, 331–341.
17. Jafari haghighi, M. (2004). Methods of soil analysis (Sampling and important analysis of physical and chemical). Press of Neda of Zoha, 236p.((in Persian).
18. Javadi, S. A., Jafari, M., Azarnivand, H., & Zahedi Gh. (2005). Investigation on grazing effects upon soil parameters at Lar Summer Rangeland. Journal of agricultural sciences, 11 (4): 71-78. (in Persian).
19. Kashi, H., Ghorbani, H., Emamgholizadeh, S. and Hashemi, S.A.A. (2012). Effect of land use change on physico-chemical, (Case area: Ghoshe Land water spreading and agriculture land in Semnan Province), *Journal of Water and Soil Science*, 18(67):187-199. (in Persian).
20. Kavian, A. and Rezaei Pasha, M. (2011). The effect of land use changes on soil degradation In northern Iran, (Case area:Kasilian Watershed), *Journal of Watershed Management Science and Engineering*, 5(15):35-44. (in Persian).
21. Kilic, K., Kilic, S and Kocyigit, R. (2012). Assessment of spatial variability of soil properties in areas under different land use, *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 18 (5) 2012, 722-732.
22. Kizilkaya R. and Dengiz O. 2010. Variation of land use and land cover effects on some soil physico-chemical characteristics and soil enzyme activity. Zemdirbyste Agriculture, 97: 15-24.
23. Lavaei, H.A. (2014). Variability of soil qualitative indices in different plant communities with emphasizing on soil aggregate stability in Vaz region of Mazandaran province, Athesis presented for the M.Sc. degree, Faculty of Natural Resources , University of Tarbiatmodares, 91 p. (in Persian).
24. Maia, S.M.F., Ogle, S.M., Cerri, C.C., & Cerri, C.E.P. (2010). Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. Soil & Tillage Research, 106:177–184.
25. Malekpour, B., Ahmadi, T. and Kazemi Mazandarani, S.S. (2011). Effect of land use change on physico-chemical soil characteristics, *Journal of Natural Resource*, 6(3): 115-126 (in Persian).
26. Maysoon, M.M. and Charles, W.R. (2004). Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen. Division S-3- *Soil Biology and Biochemistry*, 68, 809-816.
27. Meng, Q., Fu, B., Tang X., & Ren H. (2008). Effect of land use on phosphorus loss in the hilly area of the Loess Plateau, China. Environmental Monitoring and Assessment, 139: 195-204.
28. Mc Dowell, R.W. and A.N. Shrpley. (2002). Phosphorus transport in overland flow in response to position of manure application. Journal of Environmental Quality, 31(1):7-27.
29. Morgan R. (1986). Soil erosion and conservation, Longman Scientific and Technical Publisher. 298 PP.

30. Mulumba, L.N and Lal, R. (2008). Mulching effect on selected soil physical properties, Journal of Soil and Reaserch, 98(1): 106-111.
31. Niknahad Gharmakher, H and Maramaei, M., (2011). Effects of land use changes on soil properties (Case Study: the Kechik catchment), *Journal of Soil Management and Sustainable*, 1(2): 81-96. (in Persian).
32. Nosetto, M.D., Jobbagy, E.G.and Paruelo, J.M. (2006). Carbon sequestration in smi-arid rangelands: comparison of Pinus ponderosa plantations and grazing exclusion in NW patagonia, Journal of Arid Environments, 67 (1), 142-156.
33. Nourani, V. Alami, M.T. Delafrouz, H. and Sepehri, V (2009). GIS representation of a geomorphological unit hydrograph based on cascade linear reservoirs. Iran water Resources Research, 4 (3):38-46.
34. Olsen, S.R. and L.E. Sommers. 1982. Phosphorus. In: A. L. Page R.H. Miller and
35. D.R. Keeney (Eds), Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties, American Society of Agronomy, Madison, WI, USA: 403-430.
36. Rahimi Dehcheraghi, M. (2013) Effect of land use from rangeland to agriculture rain-fed land to som physic- chemical soil factors (Case Study: Lileh, Ravansar and Kamyaran- Region),Athesis presented for the M.Sc. degree, Faculty of Natural Resources , University of Tarbiatmodares, 73 p. (in Persian).
37. Raiesi, F. 2006. The conversion of overgrazed pastures to almond orchards and alfalfa cropping systems may favor microbial indicators of soil quality in Central Iran. Agriculture, Ecosystems and Environment, 121: 309-318. (in Persian).
38. Rayburn, E.B. (1994). The value of agricultural limestone", *Forage Management, West Virginia University, Extension Service, December*, 1994: 3212-3214.
39. Salardini, A.A.(2009). Soil fertility. Tehran University Press. Seventh Edition (in Persian).
40. Sparks D. L. Page A. L. Helmke P. A. Leoppert R. H. Soltanpour P. N. Tabatabai M. A. Johnston G. T. and Summer M. E. 1996. In: Bartels J. M. (Eds.), Methods of soil analysis. Soil science society of America, Madison, Wisconsin USA.
41. Tejada, M. and J. L. Gonzalez. (2008). Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality. *Journal of Geoderma* 145: 325-334.
42. Venyampe, A.J., Govers, G. and Puttemans, C. (2002). Modeling Land use changes and their impact on soil erosion and sediment supply to rivers. *Journal of Earth Surface Processes and landforms*, 27 (5): 481-494.
43. Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenko J and Melillo J.M. (1997). Human domination of earth's ecosystems, Science, 277: 494–499.
44. Walkly, A., and Black, I.A. 1934. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science 37: 29-38.
45. Wang, H., Guan, D., Zhang, R., Chen, Y., Hu, Y. and Xiao, H. (2014). Soil aggregates and organic carbon affected by the land use change from rice paddy to vegetable field. *Journal of Ecological Engineering*, 70: 206-211.

46. Wen-bin, W.U., Peng, Y., Hua-jun T., Luca, O., Ryosuke, Sh. (2007). Regional variability of the effects of land use systems on soil properties, Agricultural Sciences in China, 6 (11), 1369-1375.
47. 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.
48. Yang W., Cheng H., Hao F., Ouyang W., Liu Sh., and Lin Ch. 2012. The influence of land-use change on the forms of phosphorus in soil profiles from the Sanjiang Plain of China. Geoderma, 189&190: 207–214.
49. Zarin kafsh, M., (1993). Applied geology, Tehran university press. 245 p.