نشریه حفاظت منابع آب و خاک، سال پنجم، شماره سوم، بهار ۱۳۹۵

ISSN 2251-7480

تأثیر تغییر کاربری اراضی بر برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک (مطالعه موردی: بانه)

لیلا غلامی[۱]، مسعود داوری[۲*]، کمال نبی‌اللهی[۲] و حامد جنیدی جعفری[۳]

۱) دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشگاه کردستان، کردستان، ایران

۲) استادیار خاکشناسی، دانشگاه کردستان، کردستان، ایران

*نویسنده مسئول davari_ma@yahoo.com

۳) استادیار مرتع و آبخیزداری، دانشگاه کردستان، کردستان، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹٤/۰۷/۲۰ تاریخ پذیرش: ۱۳۹٤/۱۱/۲۹

چکیده

تغییرات غیرعلمی و ناآگاهانه کاربری اراضی دارای اثراتی منفی بر ویژگی‌های مطلوب فیزیکی و شیمیایی خاک می‌باشد. در این پژوهش تأثیر تغییر کاربری اراضی بر برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک ارزیابی شده است. بدین منظور در سه کاربری مرتع، جنگل و اراضی زراعی در منطقه بانه استان کردستان سه ایستگاه به‌طور تصادفی انتخاب شد. در هر ایستگاه با کاربری معین، از دو عمق ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری خاک نمونه‌هایی دست‌خورده و دست‌نخورده در سه تکرار برداشت شده و در آزمایشگاه مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. نتایج نشان داد که تأثیر تغییر کاربری اراضی بر درصد شن، سیلت و رس معنی‌دار نمی‌باشد. این در حالی است که تغییر کاربری اراضی سبب افزایش جرم مخصوص ظاهری، کاهش تخلخل، کاهش هدایت هیدرولیکی خاک و کاهش پایداری خاکدانه‌ها شده است. بیشترین درصد خاکدانه‌های درشت (۸-۰/۲۵ میلی‌متر) در جنگل و بیشترین درصد خاکدانه‌های ریز (۰/۲۵-۰/۰۵۳ میلی‌متر) نیز در اراضی زراعی مشاهده گردید. تغییر کاربری اراضی همچنین موجب افزایش هدایت الکتریکی و واکنش خاک شده و با افزایش عمق مقدار آنها نیز افزایش یافته است. نتایج این پژوهش همچنین نشان داد که تغییر کاربری اراضی دارای تأثیر معنی‌دار و کاهشی بر مقدار کربن آلی خاک می‌باشد. با توجه به نتایج به‌دست آمده متوسط کربن آلی در کاربری جنگل معادل ۴/۹۹ درصد و در اراضی زراعی و مراتع به‌ترتیب معادل ۲/۲۶ و ۱/۷۹ درصد می‌باشد. در مجموع نتایج کلی بیان‌گر آن است که تغییر کاربری اراضی می‌تواند با تغییر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک موجب کاهش کیفیت خاک و افزایش تخریب آن گردد.

کلید واژه‌ها: تغییر کاربری اراضی؛ خصوصیات شیمیایی خاک؛ خصوصیات فیزیکی خاک

مقدمه

خاک از جمله منابع طبیعی دیر تجدیدشونده است. رشد روزافزون جمعیت منجر به استفاده بی‌رویه از این منبع طبیعی جهت تأمین غذا، پوشاک و دیگر نیازهای انسانی شده است. این امر کشاورزان بخش‌های مختلف جهان را به‌سوی بهره‌برداری نادرست از اراضی نامرغوب و حاشیه‌ای همچون مراتع و جنگل‌های واقع بر روی زمین‌های شیب‌دار سوق داده است. حال آن‌که این اراضی از سویی دارای پتانسیل تولید پایین و از سویی دیگر دارای استعداد فرسایش‌پذیری بالایی می‌باشند (زبردست و همکاران، ۱۳۹۳). تبدیل مراتع و جنگل‌های طبیعی به اراضی کشاورزی از دخالت‌های مهم بشر در بوم‌سامان‌های طبیعی بوده که این موضوع خود بر فرآیندهای بوم‌سامان به‌ویژه میزان معدنی شدن کربن و نیتروژن اثرگذار می‌باشد (Raiesi, 2012). در چهار قرن گذشته حدود ۳۰ درصد از اراضی جنگلی و مراتع طبیعی جهان به چراگاه‌های دام و

اراضی کشاورزی تبدیل شده است. چنین فعالیت‌هایی باعث کاهش ورود بقایای گیاهی تازه به خاک شده و منجر به بروز تغییراتی قابل توجه در ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک شده است (Haghighi *et al*., 2010). تغییر کاربری اراضی سبب هدررفت کربن آلی خاک، کاهش قابلیت دسترسی و نگهداری عناصر غذایی، تغییر جامعه بیولوژیک خاک، تخریب ساختمان خاک، کاهش نفوذپذیری و هدایت هیدرولیکی خاک، افزایش روان‌آب سطحی، افزایش فرسایش و افزایش چگالی ظاهری خاک می‌شود (Golchin and Asgari, 2008). افزون بر این تغییر کاربری اراضی و جنگل‌زدایی به‌طور فزاینده‌ای موجب افزایش CO_2 نیوار شده که نتیجه آن گرمایش جهانی و تغییرات آب و هوا طی سال‌های اخیر می‌باشد (Upadhyay *et al*., 2006). از آنجایی‌که اهمیت جنگل‌ها و مراتع به لحاظ ارزش‌های زیست‌محیطی و نقش آن‌ها در کاهش تولید گازهای گلخانه‌ای و تغییرات جهانی اقلیم مشخص بوده، لذا اثر تبدیل این اراضی به اراضی کشاورزی باید مشخص گردد.

Datta و همکاران (۲۰۱۵) با بررسی ویژگی خاک‌های سدیمی و اجزای کربن آلی در کاربری‌های مختلف شمال غربی هند به این نتیجه رسیدند که در همه کاربری‌ها با افزایش عمق، جرم مخصوص ظاهری خاک، مقدار سیلت و رس و مقدار pH و هدایت الکتریکی خاک افزایش می‌یابد. این محققین بیشترین مقدار کربن آلی را در خاک‌های تحت کشت اکالیپتوس مشاهد کرده که می‌تواند به‌دلیل وجود لاشبرگ فراوان و ترکیباتی همچون رزین و تانن در بقایای اکالیپتوس باشد. Hunke و همکاران (۲۰۱٤)، با بررسی ویژگی‌های خاک تحت تأثیر کاربری‌های مختلف در برزیل نشان دادند که تغییر کاربری اراضی منجر به کاهش نفوذپذیری خاک، کاهش پایداری خاکدانه‌ها و همچنین افزایش pH خاک می‌شود. Liu و همکاران (۲۰۱۳)، با بررسی اثر کاربری‌های مختلف اراضی بر اجزای کربن آلی و دانه‌بندی خاک در فلات‌های لسی چین به این نتیجه رسیدند که میزان کربن آلی خاک، نسبت خاکدانه‌های پایدار در آب و میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در اراضی جنگلی و مراتع نسبت به اراضی کشاورزی بیشتر است. این محققین همچنین بیان کردند که بیشترین میزان کربن آلی در اراضی جنگلی در بخش ۱-۰/۵ میلی‌متری ذرات خاک تمرکز یافته است. Kizilkaya و Dengiz (۲۰۱۰)، گزارش دادند که تغییر کاربری اراضی و انجام فعالیت‌های کشاورزی می‌تواند به‌مقدار زیادی تخلخل خاک، مقدار ماده آلی و ازت خاک را کاهش داده و همچنین جرم مخصوص ظاهری خاک را افزایش دهد. Celik (۲۰۰۵) با بررسی تأثیر تغییر کاربری جنگل و مرتع به اراضی کشاورزی بیان کرد که تبدیل کاربری مرتع به اراضی زراعی تخلخل خاک را تغییر و چگالی ظاهری خاک را افزایش می‌دهد. این محقق همچنین کاهش ماده آلی خاک را در اراضی زراعی نسبت به اراضی جنگلی گزارش کرد.

در ایران نیز سالیانه سطوحی وسیع از اراضی تغییر کاربری می‌یابند. بنابراین محققینی چند راجع به تغییر کاربری اراضی و مدیریت بهینه آنها به پژوهش پرداخته و تغییر در ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک را طی تغییر کاربری اراضی ارزیابی کرده‌اند. برومند و همکاران (۱۳۹۳) اثر تغییر کاربری اراضی بر برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک را در سمسکنده ساری بررسی کرده و به این نتیجه رسیدند که تغییر کاربری اراضی سبب افزایش جرم مخصوص ظاهری و حقیقی و کاهش پایداری خاکدانه‌ها و تخلخل خاک می‌شود. این محققین همچنین کاهش کربن آلی و افزایش واکنش خاک را ضمن تغییر کاربری اراضی گزارش کردند. در مجموع نتایج پژوهش آنها نشان داد که تغییر کاربری اراضی با برهم زدن تعادل طبیعی خاک سبب تغییر ویژگی‌های خاک می‌شود. جنیدی جعفری و همکاران (۱۳۹۰)، در پژوهشی تحت عنوان بررسی اثر تبدیل مراتع به دیم‌زار بر ذخایر کربن آلی خاک در مراتع استان کردستان به این نتیجه رسیدند که تبدیل

مرتع به دیم‌زار تأثیری معنی‌دار بر ذخایر کربن بوم‌سامان داشته و میزان کربن خاک را حدود ۳۰ درصد کاهش داده است. سلیمانی و آزموده (۱۳۸۹)، با بررسی اثر تغییر کاربری اراضی بر برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک به این نتیجه رسیدند که تغییر کاربری جنگل به‌دلیل کاهش پوشش گیاهی سبب می‌شود که ماده آلی و پایداری خاکدانه‌ها کاهش یافته و ساختمان خاک تخریب شود.

در استان کردستان، مراتع و جنگل‌ها بیشتر بر روی اراضی کوهستانی و تپه ماهوری غرب استان (شهرستان‌های بانه و مریوان) قرار گرفته و دارای توان و استعداد بالای تخریب می‌باشند. نتایج حاصل از ارزیابی تأثیر عوامل اجتماعی اقتصادی و تغییرات اقلیمی بر جنگل‌های بخش‌هایی از استان‌های کردستان و آذربایجان غربی و بخش‌هایی از استان سلیمانیه عراق طی سال‌های ۱۹۷۲ تا ۲۰۰۹ میلادی با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای لندست نشان داد که در این محدوده زمانی در منطقه مورد مطالعه ۳۵۲۴۷۰ هکتار از سطح جنگل‌ها (٪۶۹) کاسته شده و سطحی معادل ۳۸۲۳۲۰ هکتار (٪۲۴۹) به اراضی زراعی افزوده شده است (Henareh Khalyani *et al*., 2012). نتایج حاصل از پژوهش‌های انجام شده در شهرستان بانه نیز بیانگر تعرض به پوشش‌های جنگلی و مرتعی و پیش‌روی اراضی کشاورزی در آنها می‌باشد. ارزیابی تغییرات ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های جنگلی و مرتعی پس از تبدیل به اراضی زراعی، نه تنها می‌تواند نشان‌گر پیامدهای این تبدیل بوده بلکه می‌تواند به‌عنوان راهنمایی مناسب جهت جلوگیری از تخریب و نابودی بیشتر این اراضی باشد. بنابراین در این پژوهش، تأثیر تغییر کاربری اراضی بر برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در برخی از اراضی شهرستان بانه در استان کردستان مورد بررسی قرار گرفت.

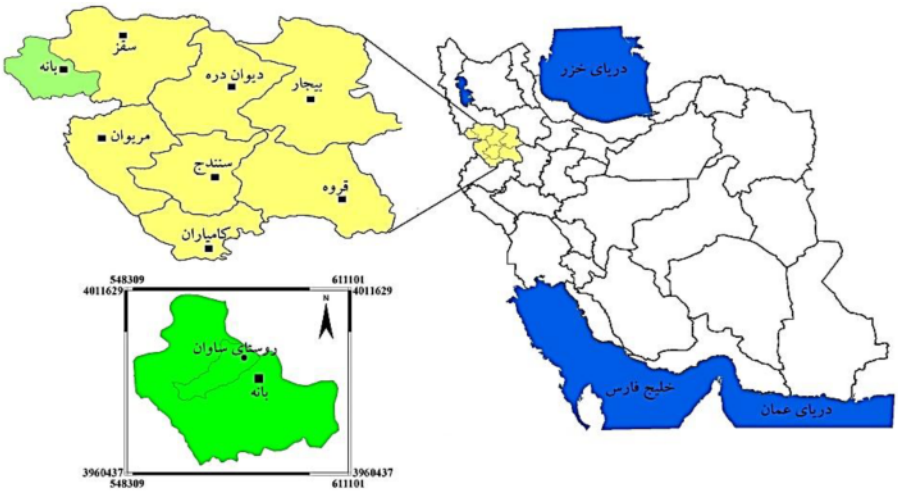
مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه: منطقه مورد مطالعه اراضی واقع در روستای ساوان شهرستان بانه یکی از شهرهای غربی استان کردستان می‌باشد (شکل ۱). این منطقه از زیرحوزهای آبخیز زاب بوده و از نظر موقعیت جغرافیایی حد فاصل ″۴۷/۵۰′۰۰°۳۶ تا ″۵۹/۲۸′۰۴°۳۶ عرض شمالی و ″۳۷/۳۶′۴۲°۴۵ تا ″۵۵/۱۲′۵۰°۴۵ طول شرقی قرار دارد. بیشینه و کمینه درجه حرارت میانگین سالانه به‌ترتیب ۱۸/۹ و ۸/۷ درجه سانتی‌گراد و متوسط بارندگی سالانه نیز ۷۰۰ میلی‌متر می‌باشد. رژیم رطوبتی و حرارتی منطقه مورد مطالعه به‌ترتیب زریک و مزیک است. سیمای اراضی منطقه تپه‌ای و کوهستانی و جهت شیب اراضی مورد مطالعه نیز به‌سمت غرب می‌باشد. مواد مادری غالب در منطقه به‌طور عمده شامل سنگ‌های آهکی است. کاربری‌های اراضی غالب منطقه، مرتع (دارای پوشش متوسطی از گون)، جنگل (دارای پوشش غالب وی‌ول و مازودار) و اراضی زراعی است. اراضی زراعی منطقه به‌طور معمول تحت کشت گندم و جو می‌باشد. **در منطقه مورد-مطالعه جنگل‌هایی وجود دارد که حدود ۶۰ سال پیش به‌وسیله انسان تخریب شده و به اراضی کشاورزی تبدیل شده‌اند. افزون براین، برخی از مراتع منطقه مورد مطالعه از سال ۱۳۳۰ به‌طور پیوسته تحت کشت گندم و جو می‌باشد.**

نمونه‌برداری خاک و اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی: برای انجام این پژوهش در سه کاربری مجاور هم شامل مرتع، جنگل و اراضی زراعی (اراضی جنگلی بوده که در ۶۰ سال اخیر به اراضی زراعی تبدیل شده‌اند) سه ایستگاه به طور تصادفی انتخاب شد. این ایستگاه‌ها به‌گونه‌ای گزینش شدند که از نظر زمین‌نما (تپه)، فرم اراضی (پشته شیب)، مقدار شیب، جهت شیب، رده خاک (انتی سول) و مواد مادری تشکیل دهنده آنها (سنگ آهک) اختلافی با هم نداشته باشند. در هر ایستگاه با کاربری معین، از دو عمق ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری نمونه‌هایی دست‌خورده و دست نخورده در سه تکرار برداشت شد. بنابراین، با در نظر گرفتن سه کاربری یاد شده در مجموع تعداد ۵۴ نمونه جمع‌آوری گردید. نمونه‌های دست‌خورده خاک هوا خشک

شـده و از الـک ۲ میلـی‌متـری عبـور داده شـدند. پـس از آماده‌سازی این نمونه‌ها بافت خاک بـه روش هیـدرومتری، جرم مخصوص ظاهری خاک با روش استوانه هـای فلـزی، جرم مخصوص حقیقی خاک بـا روش پیکنـومتر، تخلخـل خاک با بهره‌گیری از رابطه $f=1-\rho_b/\rho_s$ و ماده آلی خاک نیـز با روش والکلی بلک اندازه۰ گیری شد. هدایت هیدرولیکی اشباع نمونه خاک‌های دست‌نخورده نیز بـه روش‌هـای بـار ثابت یا افتان و با بهره گیری از قـانون دارسـی تعیـین شـد. کربنات کلسیم معادل خاک (CCE) نیز به روش تیتراسـیون برگشتی با اسیدکلریدریک اندازه‌گیری شد. همچنین نمونـه سوسپانسون آب به خاک تهیه شـده و رسـانایی الکتریکـی (EC) و واکنش خاک (pH) عصاره های اسـتخراج شـده از آن به ترتیب به کمک دستگاه‌هـای هـدایت‌سـنج و pHمتـر انـدازه‌گیـری شـدند (Klute, 1986; Page *et al.*, 1982). برای تعیین پایداری خاکدانه‌ها به روش الک تـر و ارزیـابی شـاخص GMD از روش Cambardella و Elliott (۱۹۹۳) اسـتفاده شـد. بـدین منظـور ابتـدا نمونـه خـاک‌هـای دست‌نخورده از الک ۸ میلی‌متری عبور داده شـدند. سـپس ۱۲۰ گرم از آنها به داخل ظرفی منتقل و به رطوبت معـادل گنجایش زراعی رسانده شدند. جهت جلوگیری از تخریب ناگهانی خاکدانه‌ها عمل مرطـوب کـردن نمونـه‌هـا از زیـر انجـام شـد. خاکدانـه‌هـای مرطـوب شـده بـر روی سـری الک‌های ۰/۰۵۳، ۰/۲۵ و ۲ میلی‌متری قرار داده شدند. الک کردن نمونه‌ها بـا دامنـه ۳ سـانتی‌متـر، سـرعت ۳۰ دور در دقیقه و به مـدت ۱۰ دقیقـه درون سـطل پـر از آب انجـام گرفت. پس از پایان الک کردن، الک‌ها بـه آرامـی از داخـل سطل بیرون آورده شده و خاکدانه‌های باقی‌مانـده روی هـر کـدام از آن‌هـا جمـع‌آوری و در دمـای کمتـر از ۵۰ درجـه سانتیگراد آون به مدت ٤٨ ساعت خشـک شـدند. پـس از وزن کـردن خاکدانـه‌هـای روی هـر الـک، درصـد شـن و سنگریزه با عبور از همان الک محاسبه گردید.

پس از جمع‌آوری و ثبـت داده‌هـا در محـیط Excel، بـرای آنالیز آماری آنها از نرم افزار SPSS18 اسـتفاده شـد. نرمـال بودن داده ها با استفاده ازآزمـون کولمـوگروف–اسـمیرنوف انجام گرفت. آنالیز واریانس یک طرفه و مقایسه میانگین هـا نیز بر اساس آزمون دانکن در سطح ۵ درصد انجام شد.



شکل ۱. موقعیت بانه و منطقه موردمطالعه در استان کردستان و ایران

بحث و نتیجه‌گیری

خصوصیات فیزیکی خاک

نتایج تجزیه واریانس برخی ویژگی‌های فیزیکی خاک در جدول ۱ ارائه شده است. نتایج نشان داد که کاربری‌های مختلف از نظر درصد شن، سیلت و رس، جرم مخصوص ظاهری، تخلخل، هدایت هیدرولیکی اشباع و میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها اختلافی معنی‌دار با هم دارند. این در حالی است که از نظر عمق تنها جرم

مخصوص ظاهری، هدایت هیدرولیکی اشباع و میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها دارای اختلاف معنی‌دار می‌باشند. شایان ذکر است که برای هیچ کدام از شاخص‌های ذکر شده اثر متقابل عمق و کاربری معنی‌دار نبودند..

جدول ۱. جدول تجزیه واریانس برخی خصوصیات فیزیکی خاک در کاربری‌های مختلف اراضی

منابع تغییر	درجه آزادی	%Sand	%Silt	%Clay	BD (gr/cm^3)	%f	K_s (cm/h)	MWD (mm)	GMD (mm)
کاربری (L)	۲	٤٠/٦٦**	٢٤/٥٩**	٢/٣٧**	١/٠٢**	٥٠/٧٢**	٦٦/٧٠**	٣٥/٩٦**	٣٠/٧١**
عمق (D)	۱	٠/٠٩^{ns}	٠/١٢^{ns}	٠/٣٠٠^{ns}	٠/٢**	٢/٩٨^{ns}	٦/٤٣**	٠/٥٥**	٠/١٥**
L*D	۲	٠/٢٣^{ns}	١/٣٠^{ns}	٠/٧٧^{ns}	٠/٠٥^{ns}	٣/٠٢^{ns}	٠/١٧^{ns}	^{ns}٠/٦٦	^{ns}٠/٦٦

*، ** و ns به ترتیب معنی‌دار بودن در سطح خطای ۵ و ۱ درصد و معنی‌دار نبودن را نشان می‌دهد.

بافت خاک: بافت خاک بر روی ظرفیت نگهداری آب خاک، تهویه، قدرت تأمین مواد غذایی و در نتیجه رشد و نمو گیاهان مؤثر است. بررسی دانه‌بندی خاک‌های منطقه مورد مطالعه نشان داد برغم اینکه مقدار شن در هر دو لایه ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری کاربری جنگل بیشتر از مقدار آن در کاربری‌های مرتع و اراضی زراعی بوده (جدول ۲)، لیکن بین آنها تفاوت معنی‌داری وجود ندارد. این جدول همچنین نشان می‌دهد که اراضی زراعی به‌ترتیب با ٢٤/٦١ و ٢٤/٥٠ درصد سیلت در دو عمق ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری نسبت به دیگر کاربری‌ها دارای بیشترین مقدار می‌باشد. این در حالی است که مقدار آن در کاربری‌های جنگل و مرتع تا اندازه‌ای یکسان بوده و با مقدار سیلت کاربری‌های زراعی نیز دارای اختلاف معنی‌داری نمیباشند. این نتایج با نتایج Evrendilek و همکاران (۲۰۰٤) که تفاوتی معنی‌دار بین جزء سیلت کاربری‌های مختلف مشاهده نکردند سازگاری دارد. نتایج حاصل همچنین نشان می‌دهد که مقدار رس در عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری اراضی کشاورزی منطقه مورد مطالعه از دو کاربری دیگر بیشتر است. نتایج همچنین نشان می‌دهد که مقدار رس در کاربری‌های جنگل و مرتع تا حدودی یکسان بوده و اختلاف معنی‌داری با مقدار رس کاربری زراعی ندارند. این یافته‌ها با یافته‌های حاصل از پژوهش تاج خلیلی و همکاران (۲۰۱۱) مطابقت دارد. در اراضی کشاورزی با کاهش مقدار ماده آلی خاک و همچنین شکسته خاکدانه‌ها بر اثر عملیات خاک‌ورزی خاکدانه‌ها به خاکدانه‌هایی ریزتر و یا ذرات ریز اولیه تبدیل می‌شوند (حاج عباسی و همکاران، ۱۳۸۱).

جرم مخصوص ظاهری خاک و تخلخل: ساختمان خاک و ویژگی‌های انبساطی و انقباضی رس‌ها، جرم مخصوص ظاهری و تخلخل خاک را تغییر می‌دهد. در جدول ۲ نتایج جرم مخصوص ظاهری خاک در دو عمق ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری کاربری‌های مختلف ارائه شده است. نتایج حاصل از این جدول نشان می‌دهد که تغییر کاربری اراضی بر جرم مخصوص ظاهری خاک دارای اثر معنی‌داری می‌باشد؛ به‌گونه‌ای که مقدار آن در عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری خاک از ۱/۰۸ گرم بر سانتی‌متر مکعب در کاربری جنگل به ۱/۲۸ و ۱/۳۵ گرم بر سانتی‌متر مکعب به‌ترتیب در کاربری‌های زراعی و مرتع افزایش یافته است. شایان ذکر است که در عمق ۳۰-۱۵ سانتی‌متری خاک نیز نتایجی مشابه عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری مشاهده گردید. چنین نتایج حاکی از آن است که جرم مخصوص ظاهری خاک به‌دلیل عملیات مدیریت زراعی که بر نوع پوشش گیاهی و ماده آلی، ساختمان و تخلخل خاک اثر می‌گذارد، تغییر می‌یابد. کشت وکار و عملیات خاک‌ورزی با به‌هم خوردن خاک سطحی موجب کاهش ماده آلی و به‌تبع آن تخریب خاک می‌شود. در این

حالت خاکدانه‌ها به آسانی شکسته شده و ذرات ریز حاصل از آن طی فرسایش آبی حمل و در خلل‌وفرج خاک جای می‌گیرند. در نتیجه تخریب ساختمان خاک تخلخل کاهش یافته و به‌تبع آن جرم مخصوص ظاهری خاک افزایش می‌یابد. این نتایج با نتایج Celik (۲۰۰۵) که در نتایجی مشابه، دلیل افزایش جرم مخصوص ظاهری در اراضی زراعی را تردد مکرر ماشین‌های زراعی و فعالیت‌های شدید کشاورزی بیان کرده‌اند، مطابقت دارد. در اراضی مرتعی نیز به‌دلیل متراکم شدن خاک در اثر لگدکوبی مکرر دام جرم مخصوص ظاهری افزایش پیدا کرده است. این نتایج با یافته‌های Celik (۲۰۰۵) مطابقت دارد.

جدول ۲. مقایسه میانگین برخی خصوصیات فیزیکی خاک در کاربری‌های مختلف اراضی

عمق (cm)	کاربری	%Sand	%Silt	%Clay	BD (gr/cm^3)	%f	K_s (cm/h)
۰-۱۵	اراضی زراعی	۴۴/۵۰^{Aa}	۲۴/۶۱^{Aa}	۳۱/۵۱^{Aa}	۱/۲۵^{Aa}	۵۱^{Aa}	۳/۴۱^{Aa}
	جنگل	۴۶/۳۳^{Aa}	۲۲/۳۵^{Aa}	۳۱/۴۱^{Aa}	۱/۰۲^{Ab}	۶۱^{Ab}	۴/۸۷^{Ab}
	مرتع	۴۶/۰۵^{Aa}	۲۲/۲۷^{Aa}	۳۱/۳۶^{Aa}	۱/۴۰^{Ac}	۴۷^{Ac}	۲/۱۳^{Ac}
۱۵-۳۰	اراضی زراعی	۴۴/۳۹^{Aa}	۲۴/۵۰^{Aa}	۳۱/۰۹^{Aa}	۱/۴۱^{Ba}	۵۲^{Ba}	۲/۵۹^{Ba}
	جنگل	۴۶/۱۷^{Aa}	۲۲/۷۲^{Aa}	۳۱/۱۱^{Aa}	۱/۱۴^{Bb}	۵۶^{Bb}	۴/۲۳^{Bb}
	مرتع	۴۵/۹۴^{Aa}	۲۲/۰۷^{Aa}	۳۱/۲۲^{Aa}	۱/۶۳^{Bc}	۶۴^{Bc}	۱/۴۳^{Bc}

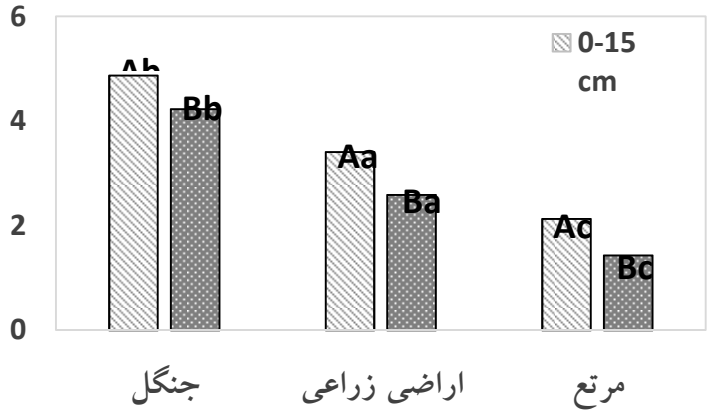
حروف مختلف بزرگ و کوچک بالای هر عدد به ترتیب بیان‌گر معنی‌دار بودن اختلاف میانگین‌ها بین اعماق مختلف و کاربری‌های مختلف به روش دانکن در سطح ۵ درصد می‌باشد.

در جدول ۲ همچنین نتایج حاصل از تخلخل خاک در کاربری‌های مختلف ارائه شده است. همان‌گونه که نتایج نشان می‌دهد میانگین درصد تخلخل کل در کاربری‌های مختلف دارای تفاوت معنی‌داری با هم می‌باشند. در لایه روئین کاربری جنگل به‌دلیل داشتن مواد آلی زیاد که منجر به ایجاد خاکدانه‌هایی پایدار می‌شود، درصد تخلخل کل از دو کاربری دیگر بیشتر است. کاهش درصد تخلخل در کاربری مرتع می‌تواند به‌دلیل مواد آلی پایین و خرد شدن خاکدانه‌ها در اثر تردد دام و کاهش نسبی منافذ درشت خاک باشد. در اراضی زراعی نیز با افزایش جرم مخصوص ظاهری خاک درصد تخلخل کاهش می‌یابد که از دلایل عمده آن می‌توان به عملیات ممتد خاک‌ورزی اشاره کرد. این نتایج با یافته‌های Celik (۲۰۰۵) که کاهش تخلخل خاک را ضمن تغییر کاربری اراضی گزارش کرده‌اند، سازگاری دارد. شایان ذکر است که این شاخص در لایه زیرین کاربری جنگل با مقداری معادل ۵۶٪ دارای اختلافی معنی‌دار با مقدار آن در لایه روئین خاک می‌باشد.

هدایت هیدرولیکی اشباع خاک: نتایج حاصل از جدول ۲ همچنین نشان می‌دهد هدایت هیدرولیکی اشباع خاک در جنگل و اراضی زراعی به‌طور معنی‌داری نسبت به مراتع بیشتر است. نتایج ارائه شده در شکل ۱ نیز تأییدی بر مطالب ذکر شده در بالا است. همان‌گونه که در این شکل و جدول ۲ مشاهده می‌شود جنگل و مرتع به‌ترتیب با ٤/٨٧ و ۲/۱۳ cm/h دارای بیشترین و کمترین مقدار هدایت هیدرولیکی اشباع خاک در عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری می‌باشند.

به‌طور کلی عوامل زیادی در هدایت هیدرولیکی اشباع خاک مؤثر بوده که از جمله این عوامل می‌توان به بافت خاک، ساختمان خاک، مواد آلی خاک و خصوصیات شیمیایی آب و خاک اشاره نمود. با در نظر گرفتن این موضوع که مقدار هدایت هیدرولیکی اشباع خاک با درصد شن رابطه‌ای مستقیم داشته می‌توان نتیجه گرفت که احتمالاً وجود درصد بالای شن در کاربری جنگل موجب افزایش هدایت هیدرولیکی اشباع خاک شده است. این در

حالی است که کاهش هدایت هیدرولیکی اشباع خاک در اثر تبدیل جنگل به اراضی زراعی را شاید بتوان ناشی از پایین بودن درصد شن، کاهش میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها، کاهش مواد آلی، کمتر بودن چگالی ظاهری و بر هم خوردن آرایش خلل‌وفرج خاک در اثر عبورر و مرور مکرر ماشین‌های کشاورزی بیان کرد. نتایج این پژوهش همچنین نشان داد که هدایت هیدرولیکی اشباع خاک با ماده آلی و چگالی ظاهری خاک به ترتیب دارای همبستگی‌های مثبت معنی‌دار و منفی معنی‌داری بوده که خودی تأییدی بر مطالب ذکر شده در بالا می‌باشد. Giertz و همکارن (۲۰۰۵) در پژوهشی راجع به اثر تغییر کاربری اراضی بر روی خصوصیات فیزیکی خاک در غرب افریقا نشان دادند که هدایت هیدرولیکی اراضی کشاورزی نسبت به خاک‌های جنگلی و ساوانا به‌دلیل کاهش مواد آلی، به‌صورت معنی‌داری کاهش یافته است. جدول ۲ همچنین نشان می‌دهد برغم بالا بودن درصد شن در خاک مراتع در مقایسه با اراضی زراعی، میانگین هدایت هیدرولیکی اشباع در کاربری‌های زراعی نسبت به مرتع بیشتر است. به‌نظر می‌رسد که این افزایش معنی‌دار میانگین هدایت هیدرولیکی اشباع در کاربری‌های زراعی نسبت به مرتع به‌دلیل افزایش اولیه منافذ به‌واسطه عملیات شخم، حرکت جانوران خاک‌زی و توزیع سیستم ریشه‌ای گیاهان کشت شده در این مناطق باشد. این در حالی است که این امکان نیز وجود دارد که در نتیجه چرای دام در مراتع مورد مطالعه، پوشش گیاهی کاهش یافته و ریشه‌های قوی گیاهان مرتعی که از مکان‌های تجمع و تشکیل خاکدانه‌های بزرگ‌تر محسوب می‌شوند، از بین رفته باشد. افزون بر این، ورود دام به منطقه نیز می‌تواند موجب فشردگی و تخریب ساختمان خاک شده که به تبع آن هدایت هیدرولیکی کاهش می‌یابد. این یافته‌ها با نتایج پژوهش Kelishadi و همکاران (۲۰۱۳) سازگاری دارد. شایان ذکر است برغم این‌که مقدار هدایت هیدرولیکی اشباع لایه زیرین (۳۰-۱۵ سانتی‌متری) هر سه کاربری از لایه روئین آن (۱۵-۰ سانتی‌متری) کمتر است، لیکن از روند حاکم بر لایه روئین پیروی می‌کند.



شکل ۱. میانگین هدایت هیدرولیکی اشباع خاک در کاربری‌های مختلف اراضی، حروف کوچک مقایسه میانگین بین کاربری‌های مختلف در هر عمق و حروف بزرگ مقایسه میانگین هر کاربری بین عمق‌های مختلف را نشان می‌دهد. حروف متفاوت بیانگر معنی‌دار بودن میانگین‌ها به روش دانکن در سطح ۵ درصد می‌باشد.

پایداری خاک‌دانه‌ها: در جدول ۳ نتایج مقایسه میانگین توزیع خاکدانه‌ها در کاربری‌های مختلف ارائه شده است. نتایج حاصل از این جدول نشان می‌دهد که میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (MWD) و همچنین میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها (GMD) در عمق ۱۵- ۰ سانتی‌متری کاربری جنگل به‌طور معنی‌داری نسبت به

اراضی زراعی و مراتع بیشتر است. همان‌گونه که در این جدول مشاهده می‌شود جنگل و مرتع به‌ترتیب با ۲/۰۷ و ۱/۳۵ mm دارای بیشترین و کمترین مقدار MWD می‌باشند. کاربری جنگل همچنین دارای بیشترین خاکدانه‌های پایدار در آب در اندازه ۸-۲ میلی‌متر است. خاکدانه‌های در اندازه ۰/۲۵-۰/۰۵۳ و کمتر از ۰/۰۵۳ میلی‌متر در کاربری مراتع و اراضی زراعی بیشتر از جنگل بوده است. نتایج نشان می‌دهد که نسبت خاکدانه‌های درشت در زمین‌های دارای پوشش جنگلی بیشتر از اراضی زراعی است، حال آن‌که در کاربری زراعی مقدار خاکدانه‌های ریز و ذرات هم‌اندازه رس و سیلت بیشتر از جنگل است. Bronick و Lal (۲۰۰۵) نشان دادند که خاک‌های با پوشش طبیعی به‌طور قابل‌توجهی دارای خاکدانه‌های درشت‌تر و پایدارتری نسبت به خاک‌های کشت شده می‌باشند. این موضوع می‌تواند به علت بیشتر بودن توده زنده میکروبی، بقایا و ریشه گیاهان، پلی‌سکاریدها و مواد هومیکی بیشتر در خاکدانه‌های درشت خاک دست نخورده باشد. Balabane و Plante (۲۰۰٤) نیز دلیل ناپایداری خاکدانه‌های زراعی را کربن آلی کمتر خاک گزارش کرده‌اند. افزایش عملیات خاک‌ورزی با کاهش کربن آلی خاک، سبب کاهش پایداری خاکدانه‌ها شده و پایداری ساختمان خاک را کاهش می‌دهد. Beare و همکاران (۱۹۹٤) بیان کردند که خاکدانه‌های بزرگ حساسیت بالایی به تنش‌های فیزیکی دارند؛ زیرا عامل پیوندی در خاکدانه‌های درشت موقتی بوده و پیوند ضعیفی با بخش معدنی دارند و در اثر عملیات زراعی به راحتی شکسته می‌شوند. دو عامل اساس تشکیل خاکدانه‌ها و پایداری آن‌ها می‌باشد که عبارتند از: ۱- وجود عناصر چسباننده ذرات به یکدیگر مانند مواد آلی و ۲- زمان کافی برای تأثیر این مواد و تشکیل خاکدانه‌ها (حاج عباسی و همکاران، ۱۳۸۱). همان‌گونه که در قبل عنوان شد عملیات خاک‌ورزی و تردد ماشین آلات کشاورزی با شکستن و خرد کردن خاکدانه‌های بزرگ‌تر سبب می‌شود که ماده آلی به عنوان یکی از مهمترین عوامل پیوندی درون آن‌ها در معرض تجزیه میکروبی و اکسیداسیون هوا قرار گرفته و به‌سهولت از بین برود. شخم مکرر و به هم خوردن خاک همچنین زمان کافی برای تأثیر عوامل خاکدانه‌ساز را در اختیار آنها قرار نمی‌دهد. بنابراین خاکدانه‌های ضعیف‌تر و کوچک‌تری تشکیل شده که دارای فرسایش‌پذیری بیشتری نیز می‌باشند. Khormali و همکاران (۲۰۰۹) و Celik (۲۰۰۵) نیز در نتایجی مشابه، کاهش ماده آلی و فعالیت میکروبی، از بین رفتن پوشش گیاهی دایمی منطقه و شبکه قوی ریشه‌ای آن‌ها، افزایش مقدار سیلت و فرسایش‌پذیری بیشتر خاک را از دلایل کاهش میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها بیان کردند. در نتیجه چرای دام در مراتع مورد مطالعه، پوشش گیاهی کاهش یافته و ریشه‌های قوی گیاهان مرتعی که از مکان‌های تجمع و تشکیل خاکدانه‌های بزرگ‌تر محسوب شده از بین می‌روند. لذا میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها و میانگین هندسی آنها در مراتع کاهش می‌یابد. بررسی‌های Li و همکاران (۲۰۰۷) نیز با این نتایج سازگاری دارد. نتایج جدول ۳ همچنین نشان می‌دهد که میانگین وزنی و هندسی قطر خاکدانه‌ها و همچنین نسبت خاکدانه‌های درشت در عمق ۳۰- ۱۵ سانتی‌متری اراضی دارای پوشش جنگلی به‌طور معنی‌داری نسبت به اراضی زراعی و مراتع بیشتر است. همان‌گونه که در این جدول مشاهده می‌شود میانگین وزنی و هندسی قطر خاکدانه‌ها در کاربری جنگل با افزایش عمق کاهشی معنی‌دار داشته است. این در حالی است که در کاربری‌های زراعی و مراتع تغییری دیده نشده و یا تغییرات مشاهده شده معنی‌دار نیست. Grandy و Robertson (۲۰۰٦) نیز مشاهده کردند که با افزایش عمق میانگین وزنی و هندسی قطر خاکدانه‌ها کاهش یافته است.

جدول ۳. مقایسه میانگین پایداری خاکدانه‌ها در کاربری‌های مختلف اراضی

عمق (cm)	کاربری	WSA (mm) ۲-۸	۲-۰/۲۵	۰/۲۵-۰/۰۵۳	<۰/۰۵۳	MWD (mm)	خاکدانه‌های درشت	خاکدانه‌های ریز	GMD (mm)
		گرم خاکدانه بر گرم خاک خشک					گرم خاکدانه بر گرم خاک خشک		
۰-۱۵	اراضی زراعی	۰/۳۶ Aa	۰/۳۸ Aa	۱۹/۰ Aa	۰/۰۹ Aa	۱/۴۶ Aa	۰/۷۴ Aa	۱۹/۰ Aa	Aa۱/۸۴
	جنگل	۰/۶۴ Ab	۳۴/۰ Ab	۰/۰۷ Ab	۰/۰۶ Ab	۲/۰۷ Ab	۰/۹۸ Ab	۰/۰۶ Ab	Ab۲/۹۳
	مرتع	/۳۴ Aa	/۳۳ Ab	۰/۱۸ Aa	/۰۸ Ac	/۳۵ Aa	۰/۶۷ Aa	۰/۱۸ Aa	Ac۱/۷۴
۱۵-۳۰	اراضی زراعی	۰/۳۶ Ba	۰/۳۶ Ba	۰/۲۲ Ba	۰/۰۶ Ba	۱/۴۱ Ba	۰/۷۲ Ba	۰/۲۲ Ba	Ba۱/۷۰
	جنگل	۰/۴۵ Bb	۰/۴۷ Bb	۰۹/۰ Bb	۰/۰۴ Bb	۱/۹۳ Bb	۰/۹۲ Bb	۰۹/۰ Bb	Bb۲/۸۸
	مرتع	۰/۳۲ Ba	۰/۳۱ Ba	۰/۲۱ Ba	۰/۰۵ Bc	۱/۲۸ Ba	۰/۶۳ Ba	۰/۲۱ Ba	Bc۱/۶۰

حروف مختلف بالای هر عدد بیانگر معنی‌دار بودن اختلاف میانگین‌ها به روش دانکن در سطح ۵ درصد می‌باشد. خاکدانه‌های درشت مجموع خاکدانه‌های در اندازه ۸-۰/۲۵ میلی‌متر و خاکدانه‌های ریز نیز مجموع خاکدانه‌های در اندازه ۰/۲۵-۰/۰۵۳ میلی‌متر است. WSA بیانگر خاکدانه‌های پایدار در آب می‌باشد.

خصوصیات شیمیایی خاک

در جدول ٤ نتایج حاصل تجزیه واریانس برخی ویژگی های شیمیایی خاک ارائه شده است. نتایج نشان داد که کاربری‌های مختلف اراضی از نظر واکنش خاک، هدایت الکتریکی، درصد کربن آلی و کربنات کلسیم معادل دارای اختلاف معنی‌داری با هم می‌باشند. این در حالی است که از نظر عمق، همه شاخص‌های ذکر شده به استثنای واکنش خاک اختلافی معنی‌دار نشان دادند. لازم به ذکر است که از نظر اثر متقابل عمق و کاربری تنها کربن آلی خاک دارای اختلاف معنی‌دار می‌باشد.

واکنش خاک (pH) و هدایت الکتریکی(EC): در جدول ۵ نتایج حاصل از مقایسه میانگین برخی خصوصیات شیمیایی خاک در کاربری‌های مختلف اراضی ارائه شده است. با توجه به نتایج این جدول، کمترین مقدار اسیدیته خاک در کاربری‌های جنگل و مرتع و بیشترین مقدار آن در کاربری زراعی است. به‌طور کلی می‌توان بیان کرد که در منطقه مورد مطالعه تغییر کاربری جنگل به اراضی زراعی موجب افزایش معنی‌دار اسیدیته خاک در عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری خاک شده است. در کاربری‌های جنگل به‌دلیل موقعیت ژئومورفیک پایدارتر، نفوذ عمقی آب به خاک بیشتر می‌باشد (Khormali *et al.*, 2009)؛ این موضوع سبب می‌شود که آبشویی کربنات‌ها به اعماق خاک بیشتر شده و pH سطح خاک به‌مقدار بیشتری کاهش یابد. افزون بر این، کشت‌وزرع به‌دلیل تأثیر بر فعالیت زیواچه‌ها و کربن آلی خاک می‌تواند سبب افزایش واکنش خاک شود. شایان ذکر است که مقدار این شاخص در لایه زیرین اراضی زراعی و مراتع به‌مقدار اندکی کمتر از مقدار آن در لایه روئین خاک می‌باشد. نتایج جدول ۵ همچنین نشان می‌دهد که هدایت الکتریکی در اراضی کشاورزی به طور معنی‌داری نسبت به دو کاربری دیگر بیشتر است. این احتمال وجود دارد که تغییر کاربری و انجام عملیات کشت‌وکار و کوددهی دلیل افزایش مقدار رسانایی الکتریکی اراضی زراعی باشد. در هر سه کاربری لایه روئین خاک نسبت به لایه زیرین دارای مقدار هدایت الکتریکی بالاتری است. به نظر می‌رسد که حرکت موئینگی آب در خاک و ویژگی‌های ذاتی خود خاک سبب ایجاد تفاوت آماری معنی‌دار بین دو عمق خاک در اراضی کشاورزی شده باشد. Bolan و همکاران (۱۹۹۱) نیز در پژوهش‌های خود افزایش EC_e و واکنش خاک را در اثر جنگل‌تراشی و تخریب اراضی مرتعی و سپس کشت‌وکار بر روی این اراضی گزارش کرده‌اند.

جدول ٤. تجزیه واریانس برخی خصوصیات شیمیایی خاک در کاربری‌های مختلف اراضی

منابع تغییر	درجه آزادی	pH	EC (dS/m)	%CCE	%OC
(L) کاربری	۲	۲/۸۸**	۰/۱٤**	۸/۲۱**	۸/۱۸**
(D) عمق	۱	۰/۰۰۹^{ns}	۰/۱۸**	۰/۲۳**	۳۰/۳۰**
L*D	۲	۲/۰۳^{ns}	۰/۷۳^{ns}	۹/۰۴^{ns}	۱/۶۲*

*، ** و ns به ترتیب معنی‌دار بودن در سطح خطای ۵ و ۱ درصد و معنی‌دار نبودن را نشان می‌دهد.

جدول ۵. مقایسه میانگین برخی خصوصیات شیمیایی خاک در کاربری‌های مختلف اراضی

عمق (cm)	کاربری	pH	EC (dS/m)	%CCE	%OC
۰-۱۵	اراضی زراعی	۷/۱۹^{Aa}	۰/۳۸^{Aa}	۱۲/۶۸^{Aa}	۲/۹۰^{Aa}
	جنگل	۶/۲۵^{Ab}	۰/۲۰^{Ab}	۴/۰۶^{Ab}	۵/۹۹^{Ab}
	مرتع	۶/۷۶^{Ab}	۰/۳۱^{Ac}	۹/۰۳^{Ac}	۲/۳۲^{Ac}
۱۵-۳۰	اراضی زراعی	۷/۰۷^{Aa}	۰/۸۲^{Ba}	۱۰/۲۶^{Ba}	۱/۶۲^{Ba}
	جنگل	۶/۶۱^{Ab}	۰/۳۲^{Bb}	۲/۰۸^{Bb}	۳/۹۹^{Bb}
	مرتع	۶/۴۶^{Ab}	۰/۲۷^{Bc}	۷/۳۱^{Bc}	۱/۲۷^{Bc}

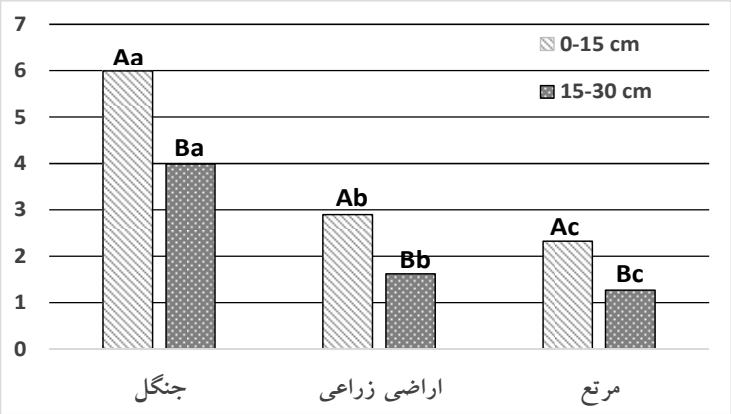
حروف مختلف بزرگ و کوچک بالای هر عدد به ترتیب بیانگر معنی‌دار بودن اختلاف میانگین‌ها بین اعماق مختلف و کاربری‌های مختلف به روش دانکن در سطح ۵ درصد می‌باشد.

کربنات کلسیم معادل: شکل غالب کربنات معدنی در خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک، کربنات کلسیم است. پژوهش‌های مختلف نشان داده‌اند که تغییر کاربری اراضی باعث ایجاد تفاوت معنی‌دار در مقدار کربنات کلسیم کاربری‌های مختلف می‌شود. همان‌گونه که جدول ۵ نشان می‌دهد مقدار کربنات کلسیم خاک سطحی اراضی زراعی در مقایسه با کاربری‌های جنگل و مراتع بیشتر است. این نتایج با یافته‌های Kizilkaya و Dengiz (۲۰۱۰) که افزایش معنی‌دار آهک را در اراضی زراعی در مقایسه با کاربری‌های جنگل و مراتع گزارش کرده‌اند، مطابقت دارد. آهکی بودن خاک‌های منطقه مورد مطالعه می‌تواند ناشی از واقع شدن این اراضی بر روی مواد مادری آهکی باشد. آهک‌زدایی در خاک هنگامی رخ می‌دهد که CO_2 و H_2O در دسترس باشد. Khormali و همکاران (۲۰۰۹) فرایندهای پیچیده‌ای مانند حل شدن، انتقال و رسوب را در تشکیل کربنات‌های خاک مؤثر دانسته و بیان کردند که کربنات لیتوژنیک می‌تواند در شرایط مرطوب و فشار نسبی بالای CO_2 حل شده و به عمق خاک حرکت کند. آهک توسط آب و باران به بی‌کربنات محلول تبدیل شده و به قسمت‌های عمیق‌تر خاک منتقل می‌گردد. در این وضعیت اگر قابلیت گذردهی آب در خاک زیاد باشد بی‌کربنات می‌تواند از محیط متخلخل خاک خارج شود. از آنجا که هدایت هیدرولیکی اراضی جنگلی از اراضی زراعی و مراتع بیشتر است؛ این احتمال وجود دارد که به‌دلیل افزایش آب نفوذ یافته و آبشویی بیشتر، آهک از خاک اراضی جنگلی خارج شده و در نتیجه مقدار آن کاهش یابد. آقاسی و همکاران (۱۳۸۵) نیز در پژوهش خود به نتایجی مشابه دست یافتند. شایان ذکر است که مقدار کربنات کلسیم لایه زیرین هر سه کاربری با لایه روئین آن دارای تفاوت معنی‌داری بوده و برای کاربری‌های جنگل و اراضی زراعی کمتر از مقدار روئین خاک می‌باشد.

کربن آلی خاک: در شکل ۲ نحوه تأثیر مدیریت اراضی بر مقدار کربن آلی عمق‌های ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵

سانتی‌متری خاک ارائه شده است. نتایج حاصل از این شکل و جدول ۵ نشان می‌دهد که درصد کربن آلی در عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری کاربری جنگل در مقایسه با کاربری‌های زراعی و مراتع به‌صورت معنی‌داری افزایش یافته است. با توجه به نتایج، بیشترین مقدار کربن آلی در لایه روئین خاک در کاربری جنگل (معادل ۵/۹۹ درصد) و کمترین مقدار آن در کاربری مرتع (معادل ۲/۳۲ درصد) می‌باشد. منبع اصلی ورود کربن آلی در خاک سطحی کاربری جنگل شامل برگ و دمبرگ است، لیکن شاخه‌ها و پوست درختان نیز در افزودن به این ورودی‌ها سهیم می‌باشند. افزون بر موارد ذکر شده، مانده‌های چوبی نیز از ترکیبات اصلی ورودی کربن آلی در جنگل‌های طبیعی است. این در حالی است که مانده‌های علفی در جنگل‌ها دارای اهمیت کمتری می‌باشند. راجع به ورود مقدار زیاد کربن به اکوسیستم‌های کشاورزی و چراگاهی اطلاعاتی اندک وجود دارد. در اراضی زراعی ورودی کربن به مقدار و نوع مانده‌های گیاهی و کودهای کاربردی بستگی دارد (Lorenz and Lal, 2005). Wilhelm و همکاران (۲۰۰٤) بیان کردند که ریشه در مقایسه با مانده‌های سطحی دارای محتوی کربن بیشتری است. به‌گونه‌ای که کربن آزاد شده از ریشه‌های زنده (ترشحات ریزوسفری) ورودی اساسی کربن آلی در خاک‌ها می‌باشد. شایان ذکر است که ورودی سالانه کربن ریشه‌های ریز معادل یا بیشتر از کربن ناشی از برگ‌ها است. در کاربری جنگل ورود زیاد مانده‌های گیاهی و درختی به سطح خاک و بقایای گیاهان علفی تحت آشکوب با سیستم ریشه‌ای سطحی و افشان سبب می¬شود مقدار کربن آلی خاک نسبت به دیگر کاربری‌های افزایش یابد. در مراتع کاهش مقدار ماده آلی خاک می‌تواند ناشی از برداشت گیاهان توسط دام‌ها و در نتیجه کاهش بازگشت بقایای گیاهی و لاشبرگ‌های اضافه شونده به خاک باشد. در اراضی زراعی مهمترین عاملی که باعث کاهش مقدار ماده آلی خاک شده کشت‌وکار است. طی عملیات شخم تجزیه مواد آلی افزایش می‌یابد. بنابراین، معدنی شدن کربن و آزادسازی گاز CO_2 باعث می‌شود که کربن آلی از سولوم خاک خارج شود. افزون بر این، تشدید فرسایش در مناطق زراعی از دیگر عوامل کاهش ماده آلی خاک می‌باشد (Martinez-Mena *et al.*, 2008). همچنین کاهش مقدار کربن آلی در اثر زراعت در ارتباط با تخریب خاکدانه‌های درشت بوده که می‌تواند به شدت در اثر عملیات زراعی و تغییر کاربری تحت تأثیر قرار گیرد (Whalen and Chang, 2002). در اراضی زراعی مصرف نامعتادل کودهای شیمیایی به‌ویژه کودهای ازته که به‌طور معمول بدون استفاده از کودهای آلی به خاک افزوده می‌شوند، می‌تواند با برهم زدن تعادل خاک و نسبت C/N دلایل تجزیه بیشتر مواد آلی توسط زیواچه‌ها را فراهم آورد (Manna *et al.*, 2007). Eynard و همکاران (۲۰۰٤) و Whalen و Chang (۲۰۰۲) کاهش ماده آلی خاک را به دنبال تغییر کاربری اراضی از جنگل‌ها و مراتع طبیعی به اراضی کشاورزی گزارش کرده‌اند. در اثر شکسته شدن خاکدانه‌ها و افزایش تهویه به‌وسیله عملیات خاک‌ورزی و برداشت مقادیر زیادی از زیتوده در اثر برداشت محصول در اراضی کشاورزی و نیز گاهی سوزاندن بقایای محصولات در طی مراحل آماده‌سازی زمین برای کشت، تجزیه مواد آلی افزایش یافته و در نتیجه مقدار کربن آلی خاک کاهش می‌یابد.

بررسی تغییرات درصد کربن آلی در عمق‌های مختلف خاک نشان داد که مقدار کربن آلی خاک با افزایش عمق به‌طور معنی‌داری کاهش می‌یابد. نتایج همچنین نشان داد که مقدار کربن آلی لایه‌های زیرین کاربری‌های زراعی و مراتع در مقایسه با کاربری جنگل به‌طور معنی‌دار کاهش یافته است. این نتایج با نتایج حاصل از پژوهش Khormali و همکاران (۲۰۰۹) سازگاری دارد.



شکل۲. مقایسه میانگین کربن آلی در کاربری‌های مختلف اراضی، حروف کوچک مقایسه میانگین بین کاربری‌های مختلف در هر عمق و حروف بزرگ مقایسه میانگین هر کاربری بین عمق‌های مختلف را نشان می‌دهد. حروف متفاوت بیانگر معنی‌دار بودن میانگین‌ها به روش دانکن در سطح ۵ درصد می‌باشد.

نتیجه‌گیری کلی

به‌طور کلی نتایج این پژوهش نشان داد که تبدیل مراتع و جنگل‌تراشی و به‌تبع آن کشت‌وکار مداوم در این اراضی منجر به تخریب برخی از ویژگی‌های بهینه فیزیکی و شیمیایی خاک می‌شود. با توجه به نتایج این پژوهش می‌توان اظهار داشت که تغییر کاربری اراضی می‌تواند سبب افزایش جرم ویژه ظاهری، کاهش تخلخل خاک، کاهش هدایت هیدرولیکی خاک، کاهش پایداری خاکدانه‌ها، کاهش مقدار کربن آلی خاک، افزایش هدایت الکتریکی و واکنش خاک و افزایش کربنات کلسیم معادل گردد. رخداد چنین تغییراتی سبب تخریب خاک‌ها شده و آنها را مستعد فرسایش می‌سازد. این بدین معنی است که تغییر کاربری اراضی با تخریب خاک، افزایش فرسایش‌پذیری و کاهش حاصلخیزی خاک سبب ایجاد خصوصیاتی نامطلوب در خاک می‌شود. در مجموع باید این‌گونه اظهار داشت که تغییر کاربری اراضی با برهم زدن تعادل طبیعی حاکم بر منطقه سبب تغییر ویژگی‌های مطلوب خاک و به‌تبع آن تخریب خاک می‌شود. شایان ذکر است که هرچه شدت تخریب و تغییر ویژگی‌های خاک در منطقه بیشتر باشد اثرات زیان‌بار آن نیز بیشتر خواهد بود. در نتیجه استفاده از اراضی و منابع طبیعی دیرتجدید شونده باید متناسب با موقعیت فیزیکی و استعداد درازمدت هر منطقه باشد. این بدین معنی است استفاده از این منابع و اراضی بایستی با همه پدیده‌ها و قوانین طبیعی حاکم بر حفظ و بقای آنها سازگاری داشته باشد. در صورتی‌که در منطقه‌ای نیاز به تغییر کاربری اراضی است پیشنهاد می‌شود با جایگزین نمودن روش‌های مرسوم خاک‌ورزی با روش‌های کم خاک‌ورزی، از شدت آشفتگی خاک کاسته شود تا موجب حفظ ساختمان خاک، کربن خاک و کاهش فرسایش در طولانی‌مدت گردد.

منابع مورد استفاده

آقاسی، م.، بهمنیار، م.ع. و اکبرزاده، م. ۱۳۸۵. مقایسه اثرات قرق و پخش آب بر روی پارامترهای پوشش گیاهی و خاک در مراتع کیاسر. مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، شماره ٤: ۵۸-٦۹.

برومند، م.، قاجار سپانلو، م. و بهمنیار، م.ع. ۱۳۹۳. اثر تغییر کاربری اراضی بر برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک (مطالعه موردی: سمسکنده ساری). پژوهشنامه مدیریت حوزه آبخیز، ۹ (۵): ۷۸-۹٤.

جنیدی جعفری، ح.، نیکو، ش.، قلی‌نژاد، ب.، کرمی، پ.، و چپی، ک. ۱۳۹۰. بررسی اثرتبدیل مراتع به دیم‌زار بر ذخایر کربن آلی خاک مطالعه موردی: قسمتی از مراتع استان کردستان. مجله مرتع، شماره ۱: ۳٤-٤٥.

زبردست، س.، ریاحی فارسانی، ح. و طباطبائی، س. ح. ۱۳۹۳. ارزیابی دقت روش‌های حل مدل بیلان حجمی در تخمین پیشروی آب در آبیاری جویچه‌ای. نشریه حفاظت منابع آب و خاک، ٤ (۱): ۱-۱۲.

سلیمانی، ک.، آزموده، ع. ۱۳۸۹. بررسی نقش تغییر کاربری اراضی بر برخی از خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و فرسایش پذیری خاک. پژوهش‌های جغرافیای طبیعی، ۷٤: ۱۱۱-۱۲٤.

تاجی خلیلی، ن.، سیدی، س. و بای‌بوردی، ا. ۱۳۹۰. ارزیابی برخی ویژگی های فیزیکی خاک ها بر اثر تبدیل جنگل ها به مرتع و زمین زراعی در منطقه حفاظت شده ارسباران. دوازدهمین کنگره علوم خاک ایران، دانشگاه تبریز، ایران.

Balabane, M., and Plante, A.F. 2004. Aggregation and carbon storage in silty soil using physical fractionation techniques. European journal of soil science, 55:415-427.

Beare, M.H., Hendrix, P.F., and Coleman, D.C. 1994. Water stable aggregates and organic matter fractions in conventional tillage and no-tillage soils. Soil Science Society of America Journal, 58:777–786.

Bolan, N.S., M.J. Hedley and R.E. White. 1991. Process of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. Plant Soil Journal, 134: 53-63.

Bronick CJ, and Lal R, 2005. Manuring and rotation effects on soil organic carbon concentration for different aggregate size fractions on two soils in northeastern Ohio, United States America. Soil and Tillage Research, 81:239-252.

Cambardella, C.A. and Elliott, E.T. 1993. Carbon and Nitrogen Distribution in Aggregates from Cultivated and Native Grassland Soil Science Society of Amreica Journal, 57: 1071-1076.

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

Datta, A., Basak, N., Chaudhari, S. K., and Sharma, D. K. 2015. Soil properties and organic carbon distribution under different land uses in reclaimed sodic soils of North-West India. Geoderma Regional, 4: 134-146.

Evrendilek, F., Celik, I. and Kilic, S. 2004. Changes in soil organic carbon and other physical soil properties along adjacent Mediterranean forest, grassland, and cropland ecosystems in Turkey. Journal of Arid Environments, 59: 743-752.

Eynard A., Schumacher T.E., Lindstrom M.J. and Malo D.D. 2004. Aggregate sizes and stability in cultivated South Dakota prairie Ustolls and Usterts. Soil Science Society of America Journal. 68:1360-1365.

Giertz, S. Junge, B. and Diekkruger, B. 2005. Assessing the effects of land use change on soil physical properties and hydrological processes in the sub-humid tropical environment of West Africa. Physics and Chemistry of the Earth, 30: 485-496.

Golchin, A. and Asgari, H. 2008. Land use effects on soil quality indicators in north-eastern Iran. Soil Research, 46: 27-36.

Grandy, A.S., and Robertson, G.P. 2006. Aggregation and Organic Matter Protection Following Tillage of a Previously Uncultivated. Soil Science Society of America Journal, 70:1398–1406.

Haghighi, F., Gorji, M. and Shorafa, M. 2010. A study of the effects of land use changes on soil physical properties and organic matter. Land Degradation and Development, 21: 496-502.

Henareh Khalyani, A., Mayer, A. L., Falkowski, M. J. and Muralidharan, D. 2012. Deforestation and landscape structure changes related to socioeconomic dynamics and climate change in Zagros forests. Journal of Land Use Science, 8(3): 321-340.

Hunke, P., Roller, R., Zeilhofer, P., Schröder, B., & Mueller, E. N. 2015. Soil changes under different land-uses in the Cerrado of Mato Grosso, Brazil. Geoderma Regional, 4: 31-43.

Kelishadi, H., Mosaddeghi, M.R., Hajabbasi, M.A. and Ayoubi, S. 2013. Near-saturated soil hydraulic properties as influenced by land use management systems in Koohrang region of central Zagros, Iran. Geoderma, 213: 426-434.

Khormali, F., Ajami, M., Ayoubi, S., Srinivasarao, Ch. and Wani, S.P. 2009. Role of deforestation and hillslope position on soil quality attributes of loess-derived soils in Golestan province, Iran. Agriculture, Ecosystems and Environment, 134: 178-189.

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

Klute, A. (1986). Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods (No. Ed. 2). American Society of Agronomy, Inc.

Li, X., Wang, Z., Ma, Q., and Li, F. 2007. Crop cultivation and intensive grazing affect organic C pools and aggregate stability in arid grassland soil. Soil and Tillage Research, 95: 172-181.

Liu, M.-Y., Chang, Q.-R,. Qi, Y.-B., Liu, J. and Chen, T. 2013. Aggregation and soil organic carbon fractions under different land uses on the tableland of the Loess Plateau of China. CATENA, 115: 19-28.

Lorenz, K. and Lal, R, 2005. The Depth Distribution of Soil Organic Carbon in Relation to Land Use and Management and the Potential of Carbon Sequestration in Subsoil Horizons. Advances in Agronomy, 88:35-66.

Manna M.C., Swaru A., Wanjari R.H., Mishra B. and Shahi D.K. 2007. Long-term fertilization, manure and liming effects on soil organic matter and crop yields. Soil & Tillage Research, 94: 397–409.

Martínez-Mena, M., López, J., Almagro, M., Boix-Fayos, C., Albaladejo, J. 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: 119 –129.

Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. 1982. Methods of soil analysis, Part 2. ASA, SSSA Inc, Madison.

Raiesi, F. 2012. Land abandonment effect on N mineralization and microbial biomass N in a semi-arid calcareous soil from Iran. Journal of Arid Environments, 76: 80-87.

Upadhyay T.P., Solberg B., Sankhayan P.L. 2006. Use of models to analyse land-use changes, forest/soil degradation and carbon sequestration with special reference to Himalayan region: A review and analysis. Forest Policy and Economics, 9: 349-371.

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.

Wilhelm, W.W., Johnson, J.M.F., Hatfield, J.L., Voorhees, W.B. and Linden, D.R. 2004. Crop and soil productivity response to corn residue removal: a literature review . Agricultural Journal, 96:1–17.

ISSN 2251-7480

Effect of land use changes on some soil physical and chemical properties (case study: Baneh)

Leila Gholami[1], Masoud Davari[2*], Kamal Nabiollahi[2],HamedJoneidi Jafari[3]

1) MSc. Student Soil Science, University of Kurdistan
2) Assistant Professor of Soil Science, University of Kurdistan
* Corresponding author Email: davari_ma@yahoo.com
3) Assistant Professor of Rangeland and Watershed Management, University of Kurdistan

Received: 12-10-2015 Accepted: 17-02-2016

Abstract

Non-scientific and unconscious changes in land use have negative impacts on the soil physical and chemical properties. In this research, the effect of land use changes on some soil physical and chemical properties was investigated. For this propose, three sites in three adjacent land use types including pasture, forest and agricultural lands were randomly selected in region of Baneh, Kurdistan province.Disturbed and undisturbed soil samples were collected from three sites at each of the different land use types from depths of 0–15 and 15–30 cm and were analyzed in the laboratory.The results indicated that land use changes have no significant effects on the percentage of sand, silt and clay. Change in the land use type caused increase in bulk density and decrease in total porosity, soil hydraulic conductivity and aggregate stability. The most percentage of coarse aggregates (0.25-8mm) and fine aggregates (0.053-0.25mm) was found in forest and agricultural land, respectively. Land use change caused increase in electrical conductivity and soil reactionwhich increases with depth too. The results also indicated that land use change significantly decreases the amount of soil organic carbon. The average of soil organic carbon in forest, agricultural land and pastures were 4.99, 2.26 and 1.79%, respectively. In general, the results of this research showed that changes in land use has adverse effects on the soil physical and chemical properties that can resulted in reducing soil quality and increasing its degradation.

Keywords: land use change; soil chemical properties; soil physical properties