مجله تحقیقات آب و خاک ایران
دوره ۳۹، شماره ۱، ۱۳۸۷ (۳۰-۱۵)

تغییرات برخی پارامترهای کیفیت خاک بر اثر تغییر کاربری اراضی در موقعیتهای مختلف شیب اراضی لسی در شرق استان گلستان

محمد عجمی[۱]، فرهاد خرمالی*[۲] و شمس‌ا... ایوبی[۳]
۱، ۲، دانش آموخته کارشناسی ارشد و دانشیار دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
۳، استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان
(تاریخ دریافت: ۸۶/۳/۲۲- تاریخ تصویب: ۸۷/۸/۱۵)

چکیده

امروزه نرخ سریع رشد جمعیت سبب شده تا پوشش های طبیعی سطح زمین به خصوص جنگل ها توسط بشر تخریب شده و جهت تولید محصولات کشاورزی زیر کشت برده شوند. متصاعد شدن مقادیر قابل توجه کربن و گازهای گلخانه ای از آثار نامطلوب معضل تغییر کاربری های طبیعی اراضی است. به منظور بررسی تغییرات پارامترهای مختلف کیفیت خاک در نتیجه تغییر کاربری، اراضی لسی و شیبدار شرق استان گلستان واقع در حوزه آبخیز آق سو انتخاب شد. در مجموع دویست نمونه از دو لایه سطحی (۳۰-۰ سانتیمتر) و عمقی (۱۰۰-۳۰ سانتیمتر) خاک دو کاربری برداشته شد. این مطالعه نشان داد عملیات زراعی طولانی مدت روی اراضی شیبدار منطقه که پیش از این تحت پوشش طبیعی جنگل قرار داشتند بافت خاک را از کلاس لوم رسی سیلتی به بافت سبک لوم سیلتی تبدیل کرده که بسیار مستعد فرسایش می باشد. علت این امر را باید به هدر رفت ذرات رس خاک بر اثر وقوع فرسایش در منطقه نسبت داد. تغییرات قابل توجه بافت خاک و افزایش مقدار ذرات سیلت در لایه عمقی مورد مطالعه نیز چشمگیر است. این تغییر خود توانسته است روی سایر پارامترهای کیفیت خاک مانند ماده آلی به طور غیر مستقیم تأثیر شدیدی بگذارد. میانگین وزنی قطر خاکدانه ها از ۱/۴۹ میلیمتر در لایه سطحی خاک جنگل به ۰/۸۸ میلیمتر در ناحیه زراعی مجاور کاهش پیدا کرده است. وزن مخصوص ظاهری خاک افزایش یافته و نفوذپذیری پروفیل خاک به دلیل تخریب ساختمان و افزایش تراکم خاک تقریباً به نصف کاهش یافته است. کاهش ورودی سالیانه مواد آلی به خاک به دلیل از بین رفتن پوشش طبیعی جنگل از سویی و تخریب خاکدانه ها به سبب عملیات خاکورزی و در نتیجه عدم حفاظت فیزیکی مواد آلی خاک از طرفی دیگر موجب شده تا مقادیر کربن آلی و ازت کل خاک تا بیش از ۷۰ درصد کاهش یابند. این امر خود موجب شده میزان تنفس میکروبی خاک نیز پس از جنگلتراشی در منطقه از ۰/۱۹ میلی گرم دی اکسید کربن بر گرم خاک در روز به ۰/۱۰ کاهش پیدا کند. پایداری اراضی در ناحیه جنگلی موجب شده تا کیفیت خاک در موقعیت های مختلف شیب همواره ثابت باقی مانده و دستخوش تحول نشود. در مقابل، تأثیر موقعیت های مختلف شیب بر پارامترهای مختلف کیفیت خاک در کاربری زراعی بسیار بارزتر از کاربری جنگل است.

واژه‌های کلیدی: کیفیت خاک، تغییر کاربری اراضی، موقعیت شیب، خاکهای لسی، استان گلستان

* نویسنده مسئول: فرهاد خرمالی تلفن: ۰۱۷۱-۴۴۲۶۹۴۲ E-mail:khormali@yahoo.com

مقدمه

کیفیت خاک، ظرفیت خاک جهت ایفای نقش در درون مرزهای اکوسیستم‌های طبیعی یا تحت مدیریت است تا تولیدات گیاهی و جانوری پایدار بماند، کیفیت آب و هوا حفظ شده و از سلامت و سکونت انسان حمایت شود (۳۳). ارزیابی کیفیت خاک می‌تواند پاسخگوی بسیاری از مسائل از جمله هدررفت خاک در اثر فرسایش، تلفات مواد آلی خاک و تولید گازهای گلخانه‌ای باشد (۳۳). معرف‌های کیفیت خاک آن دسته از خواص قابل اندازه‌گیری خاک هستند که ظرفیت خاک جهت حمایت از تولید محصول را تحت تأثیر قرار می دهند (۱). کیانی و همکاران (۲۰۰۴) در مطالعه‌ای روی خاکهای لسی استان گلستان، مقدار ماده آلی خاک، میزان عناصر غذایی به ویژه ازت، وزن مخصوص ظاهری و تخلخل خاک، میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (MWD) و تنفس خاک را به عنوان معرف‌های مناسبی جهت ارزیابی کیفیت خاک در این منطقه عنوان کرده‌اند. وزارت کشاورزی آمریکا (۱۹۹۶) معرف‌های کیفیت خاک را به چهار گروه بصری، فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی تقسیم می کند. باتلاقی شدن و ایجاد رواناب مثال‌هایی از معرف‌های بصری کیفیت خاک هستند. وزن مخصوص ظاهری و پایداری خاکدانه‌ها از معرف‌های فیزیکی کیفیت خاک محسوب می شوند. برخی معرف‌های شیمیایی عبارتند از: pH، شوری و ماده آلی. از معرف‌های بیولوژیکی کیفیت خاک نیز می توان به ارگانیسم‌ها و سرعت تنفس اشاره کرد (۳۰).

تغییر جنگل‌ها و مراتع به اراضی کشاورزی امروزه به یکی از نگرانی های قابل توجه در سطح دنیا در زمینه تخریب محیط زیست و تغییر اقلیم جهانی تبدیل شده است (۴۷). فیترسیمونس و همکاران (۲۰۰۴) تغییر کاربری اراضی را پس از سوختهای فسیلی مهمترین منبع انتشار کربن از طریق انسان به اتمسفر زمین می دانند. بنابراین به جرأت می توان از تغییر کاربری اراضی با مدیریت غیراصولی، به عنوان یکی از دلایل اصلی پدیده آمدن اثر گلخانه‌ای[1] و گرم شدن هوای کره زمین طی دهه‌های اخیر نام برد. اسپانس و همکاران (۱۹۸۹) معتقدند تغییر کاربری اراضی می تواند خاک را در برابر تخریب[2] حساس‌تر کند. لعل (۲۰۰۳) نیز تخریب خاک را از یک طرف موجب بیابان‌زایی[3] و از طرفی باعث کاهش تنوع زیستی، تهدید امنیت غذایی، افزایش خطرات ناشی از اثر گلخانه ای و تغییر اقلیم می داند. تحقیقات نشان می دهد تغییراتی که پس از جنگلتراشی و اجرای عملیات زراعی در منطقه اتفاق می افتد می تواند موجب کاهش مواد آلی خاک (۲۵، ۴۶)، کاهش فعالیت میکروبی خاک (۲۲)، فرسایش خاک و ایجاد رواناب (۱۹، ۴۰) و کاهش میزان تخلخل و نفوذ پذیری خاک (۲۶) گردد.

عملیات زراعی سنتی می تواند موجب کاهش میزان مواد آلی و کیفیت خاک شود. این پدیده بسته به موقعیت زمین نما[4] و توزیع مکانی خصوصیات بحرانی خاک متفاوت است (۴). حاج عباسی و همکاران (۱۹۹۷) و اسلام و ویل (۲۰۰۰) نشان داده اند که قطع درختان جنگلی و تبدیل آن به اراضی زراعی عامل تخریب اکوسیستم‌های طبیعی بوده و موجب کاهش کیفیت خاک خواهد شد. کاهش شدید کیفیت خاک نیز می تواند منجر به نابودی دائم باروری زمین شود (۱۷). نامطلوب شدن کیفیت خاک زمانی تشدید می شود که عملیات زراعی روی اراضی شیبدار انجام شود، بطوریکه رفاهی (۱۹۹۶) اظهار می دارد قطع درختان جنگلی در سراشیبی ها منجر به نابودی خاک در زمان خیلی کوتاهی خواهد شد. در این بین اراضی شیبدار لسی را شاید بتوان از حساسترین خاکها در برابر تغییر کاربری اراضی دانست که در اثر تخریب پوشش‌های طبیعی به سرعت از کیفیتشان کاسته خواهد شد. از طرفی دیگر به دلیل اینکه لس‌ها اغلب دارای درصد بالایی سیلت در دانه‌بندی خود هستند لذا شدیداً مستعد فرسایش می‌باشند. ریشتر و نگندانک (۱۹۷۷) معتقدند خاکهای با ۴۰ تا ۶۰ درصد سیلت فرسایش پذیرترین خاکها هستند.

تغییر کاربری اراضی از جنگل به زراعی به خصوص در زمین‌های شیبدار و فرسایش‌پذیر لسی در استان گلستان از

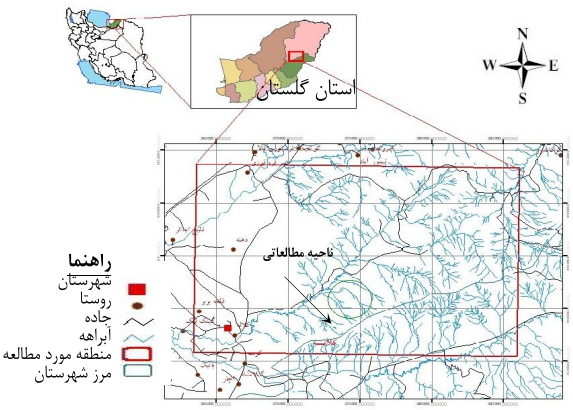
1 . Greenhouse effect

2 . Degradation
3 . Desertification
4 . Landscape

معضلاتی است که با تأثیر مستقیم روی پارامترهای کیفیت خاک علاوه بر خسارت و کاهش استعداد بالقوه خاک در باروری، صدمات جبران ناپذیری را از طریق افزایش فرسایش‌پذیری خاک وارد نموده است. این تحقیق با هدف بررسی تغییرات پارامترهای مختلف کیفیت خاک بر اثر تغییر کاربری طبیعی اراضی و مقایسه آنها بین موقعیتهای مختلف شیب و کاربری های متفاوت صورت پذیرفت.

مواد و روش ها

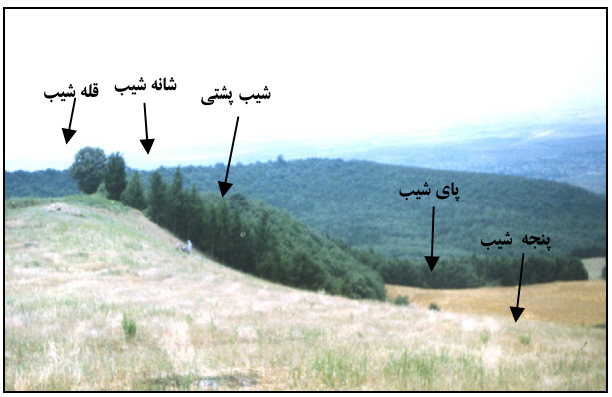
- **مشخصات عمومی منطقه:** ناحیه مورد مطالعه دامنه شمالی تپه های لسی حوزه آبخیز آق سو واقع در شرق استان گلستان می باشد. حوزه آبخیز آق‌سو، با مساحت ۱۲۴۹۷/۷۸ هکتار در محدوده طول شرقی ″۲۷ ′۲۷ °۵۵ تا ″۴۲ ′۴۲ °۵۵ و عرض شمالی ″۰۲ ′۲۲ °۳۷ تا ″۴۵ ′۲۹ °۳۷ در بالادست شهر کلاله واقع شده و از مناطق سیل خیز استان می باشد (شکل ۱).



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه

به طورکلی محدوده مورد مطالعه دارای آب و هوای نیمه مرطوب با بارندگی ۶۳۵ میلیمتر در سال بوده و درجه حرارت سالیانه آن بطور متوسط ۱۵/۹ درجه سانتی گراد می باشد. رژیم رطوبتی خاک منطقه زریک[1] و رژیم حرارتی آن ترمیک[2] می باشد. منطقه مورد مطالعه از نظر زمین‌شناسی جزیی از زون کپه‌داغ است. موقعیتهای مختلف شیب شامل قله شیب، شانه شیب، شیب پشتی، پای شیب و پنجه شیب روی اراضی لسی منطقه قابل تشخیص است (شکل ۲). مواد مادری خاکهای منطقه را لس تشکیل داده است. پوشش طبیعی تپه های لسی مورد مطالعه را عمدتاً جنگل درختان ممرز (*Carpinus betulus*) تشکیل داده است. سطح قابل توجهی از این پوشش طبیعی، توسط ساکنین بومی منطقه و در راستای تولید محصولات کشاورزی به تدریج از بین رفته است. ناحیه مطالعاتی در این تحقیق حدود پنجاه سال پیش مورد جنگلتراشی و تخریب قرار گرفته و اراضی شیبدار تحت کشت انواعی از محصولات زراعی به خصوص گندم (*Triticum aestivum*) دیم واقع شده اند.

- **مطالعات و اندازه گیری های صحرایی و نمونه برداری خاک:** ده نمونه تصادفی ازلایه سطحی (۳۰-۰ سانتیمتری) و ده نمونه تصادفی دیگر از لایه عمقی (۱۰۰-۳۰ سانتیمتری) خاک هر یک از موقعیتهای شیب و در مجموع دویست نمونه با استفاده از آگر برداشته شده و جهت اندازه گیری پارامترهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی کیفیت خاک به آزمایشگاه منتقل گردید. برای تفسیر بهتر داده ها و همچنین مطالعه روند عمقی تغییرات پارامترهای کیفیت خاک از لایه۱۰۰-۳۰ سانتیمتری نیز نمونه برداری صورت گرفت. برای تعیین وزن مخصوص ظاهری خاکها نیز یکسری کلوخه نمونه برداری شد. همچنین سرعت نفوذ آب در خاک طی مطالعات صحرایی در منطقه با استفاده از حلقه های مضاعف (۲) اندازه گیری شد.



شکل ۲- نمایی از موقعیتهای مختلف شیب در محدوده مورد مطالعه

1 . Xeric
2 . Thermic

مطالعات آزمایشگاهی: پس از انتقال نمونه ها به آزمایشگاه مقداری نمونه تازه مربوط به لایه سطحی خاک جهت تعیین تنفس میکروبی در یخچال نگهداری شد. مقداری نمونه خاک سطحی نیز قبل از کوبیده شدن جدا شده و برای تعیین پایداری خاکدانه ها (MWD) در نظر گرفته شد. سپس کلیه نمونه ها جهت آزمایشات فیزیکی و شیمیایی هوا خشک گردیده و پس از کوبیده شدن از الک دو میلیمتری عبور داده شدند.

بافت خاک پس از اکسیداسیون مواد آلی با روش هیدرومتری (۳) تعیین گردید. وزن مخصوص ظاهری خاک به وسیله روش پارافین اندازه گیری شد. پایداری خاکدانه ها به روش الک مرطوب اندازه گیری و کمیت آن به عنوان میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (MWD) از رابطه زیر محاسبه شد:

$$MWD = \sum_{i=1}^{n} \overline{X_i}\, W_i$$

اسیدیته خاک در گل اشباع و با استفاده از دستگاه pH متر دارای الکترود شیشه ای اندازه گیری شد. هدایت الکتریکی نمونه با استفاده از دستگاه هدایت سنج الکتریکی در عصاره اشباع تعیین گردید (۳۶). کربن آلی با اکسیداسیون توسط دی کرومات پتاسیم اندازه گیری شد (۳۴). اندازه گیری آهک به روش خنثی کردن مواد خنثی شونده با اسید کلریدریک و تیتراسیون اسید اضافی با سود صورت پذیرفت (۳۶). ظرفیت تبادل کاتیونی به روش چاپمن (۱۹۶۵) تعیین شد. ازت کل خاک به روش کجلدال (۲۳) و فسفر قابل استفاده نیز با استفاده از روش اولسن و همکاران (۱۹۵۴) اندازه گیری گردید. پتاسیم قابل استفاده از طریق جانشین کردن یون آمونیوم به جای کلیه کاتیون های قابل تبادل با استفاده از محلول استات آمونیوم و اندازه گیری میزان پتاسیم جمع آوری شده در محلول با دستگاه فلیم فتومتر تعیین شد. میزان تنفس میکروبی خاک نیز به روش تصاعد دی اکسیدکربن تعیین گردید.

آنالیز آماری داده ها: جهت مقایسه پارامترهای کیفیت خاک بین دو کاربری جنگل و زراعی، از نرم افزار Minitab استفاده شد. همچنین برای مقایسه پارامترهای مذکور بین موقعیت های مختلف شیب از نرم افزار آماری SPSS استفاده گردید. برای مقایسه میانگین‌ها ابتدا تجزیه واریانس صورت گرفته و سپس به روش آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح آماری پنج درصد، اثر موقعیت های مختلف شیب روی پارامترهای کیفیت خاک بررسی شد.

نتایج و بحث

بافت خاک

بررسی دانه بندی خاک منطقه مورد مطالعه نشان داد جنگلتراشی و اجرای حدود نیم قرن عملیات زراعی روی اراضی لسی شیبدار، بافت خاک را به خصوص در لایه سطحی تحت تاثیر قرار داده و از کلاس غالب لوم رسی سیلتی در کاربری جنگل به کلاس سبکتر لوم سیلتی در کاربری زراعی تغییر داده است. این امر عمدتاً به دلیل تأثیر فرسایش و از بین رفتن لایه های سطحی و رخنمون شدن لایه های عمقی در کاربری زراعی مربوط می باشد. هبرت و همکاران (۱۹۹۱) نیز در مطالعات خود نتیجه گرفتند کاربری زراعی در مقایسه با کاربری جنگل بافت سبکتری دارد. بررسی بافت خاک حاکی از آنست که درصد رس خاک در کاربری زراعی و تا عمق یک متری به میزان قابل توجهی کاهش یافته و از میانگین ۳۱/۴٪ در کاربری جنگل به ۲۱/۵٪ در کاربری زراعی رسیده ($P\leq ۰/۰۵$) و این در حالیست که مقدار سیلت خاک در این عمق و در کاربری زراعی افزایش چشمگیری داشته و از ۵۸/۶٪ به ۶۷/۳٪ ارتقاء یافته است ($P\leq ۰/۰۵$) (جدول ۱). حاج عباسی و همکاران (۱۹۹۷) با مطالعه بافت خاک لایه ۳۰-۰ سانتی‌متری منطقه لردگان بیان داشتند مقدار رس خاک تحت کشت نسبت به خاک جنگل کمتر است. آنها معتقدند به دلیل تجزیه مواد آلی و از هم پاشیده شدن خاکدانه ها در اراضی تحت کشت، ذرات ریزتر از طریق فرسایش حمل شده و ذرات درشت تر برجای می مانند.

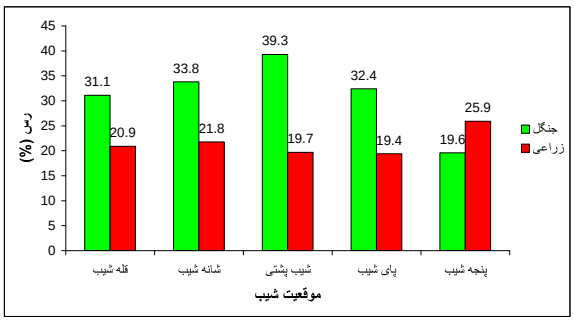
یکی از شدیدترین تغییرات بافت خاک به خصوص از لحاظ میزان رس و سیلت در لایه سطحی موقعیتهای شانه شیب و شیب پشتی ملاحظه می شود (شکل ۳). بالابودن درصد شیب در این موقعیتها و ناپایداری ساختمان خاک، تشدید فرسایش به دنبال انجام عملیات زراعی و از بین بردن پوشش طبیعی خاک دلیل اینگونه تغییرات شدید بافتی می باشد.

تجزیه خاک موقعیت پنجه شیب در کاربری زراعی نشان داد بر خلاف سایر موقعیتها بافت خاک به خصوص در

لایه سطحی به یک بافت سنگین تبدیل شده است. بافت لوم رسی سیلتی در لایه سطحی موقعیت پنجه شیب در کاربری زراعی می تواند نشانه انتقال انتخابی ذرات ریزتر خاک در اثر فرسایش آبی از مناطق بالادست و تجمع آن در این موقعیت باشد. وایلدینگ و همکاران (۱۹۸۲) نیز اظهار می دارند خاکهای پایین دست شیب دارای بافت ریزتری هستند (جدول ۱).

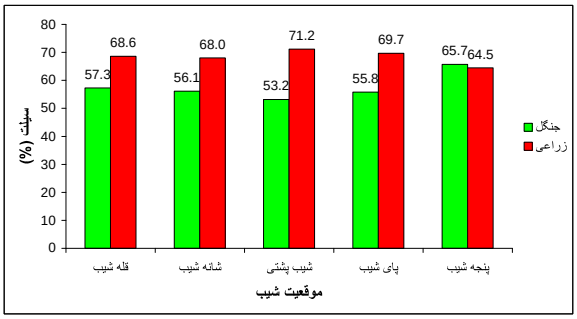
مطالعه و مقایسه بافت خاک در موقعیتهای مختلف شیب در کاربری جنگل نشان داد، بافت سطحی و عمقی خاک در بیشتر موارد در کلاس لوم رسی سیلتی جای دارد. موقعیت های قله و پای شیب در این کاربری از بالاترین درصد رس نسبت به سایر موقعیتها تا عمق یک متری برخوردارند (جدول ۱). بررسی دقیقتر نشان می دهد در لایه ۱۰۰-۳۰ سانتی متری این کاربری، موقعیت های قله و پای شیب بالاترین مقدار رس و موقعیت شانه شیب کمترین میزان رس را در خود جای داده اند. پایین بودن درصد شیب و پایداری بیشتر سطوح زمین نما و متعاقباً آبشویی عمقی بیشتر در موقعیت های قله و پای شیب توجیه مناسبی جهت مهاجرت بیشتر رس به اعماق پایین تر خاک در مقایسه با موقعیت هایی نظیر شانه شیب است.

الف)

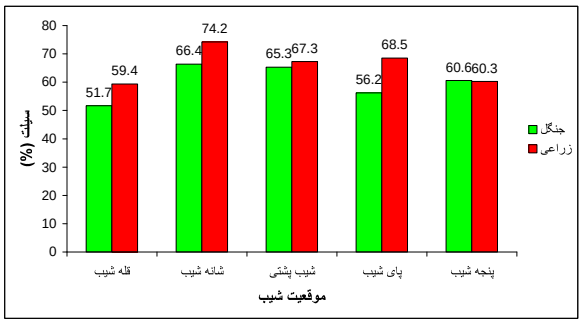


ب)

شکل ۳- اثر کاربری اراضی و موقعیتهای شیب بر درصد رس خاک در لایه ۳۰-۰ (الف) و ۱۰۰-۳۰ (ب) سانتیمتری



الف)



ب)

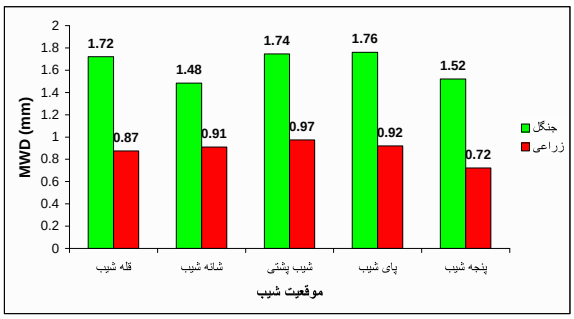
شکل ۴- اثر کاربری اراضی و موقعیتهای شیب بر درصد سیلت خاک در لایه ۳۰-۰ (الف) و ۱۰۰-۳۰ (ب) سانتیمتری

پایداری خاکدانه ها

تعیین میانگین وزنی قطر خاکدانه ها (MWD) در لایه ۳۰-۰ سانتی متری خاک منطقه نشان داد جنگلتراشی و عملیات کشت و زرع در منطقه موجب کاهش چشمگیر این پارامتر ($P\leq$۰/۰۵) و در نتیجه کاهش پایداری خاکدانه ها در اراضی تحت کشت شده است. میزان MWD از ۱/۴۹ میلیمتر در کاربری جنگل به ۰/۸۸ میلیمتر در کاربری زراعی کاهش یافته است. این نتیجه با یافته محققینی مانند ایوردیلک و همکاران (۲۰۰۴)، کاراواکا و همکاران (۲۰۰۴) و سلیک (۲۰۰۵) مطابقت دارد. عملیات زراعی خاکدانه های درشت را شکسته و ماده آلی خاک را نیز به این طریق در معرض تلفات قرار می دهد (۴۴). مهمترین عواملی را که می توان به عنوان فاکتورهای مؤثر در کاهش پایداری خاکدانه ها در کاربری زراعی منطقه مورد مطالعه برشمرد عبارتند از: تلفات شدید ماده آلی، افزایش درصد سیلت در دانه بندی خاک، کاهش چشمگیر فعالیت میکروبی خاک و استفاده از ماشین آلات کشاورزی.

در کاربری جنگل به دلیل عدم تأثیر موقعیتهای مختلف شیب بر پارامترهای مؤثر بر پایداری خاکدانه ها نظیر ماده آلی و فعالیت میکروبی خاک، مقادیر MWD نیز بین موقعیتهای مختلف اختلاف معنی داری در مقایسه با یکدیگر نشان نمی دهند (جدول ۱).

پایداری خاکدانه ها در موقعیت پنجه شیب کاربری زراعی به دلیل متحمل شدن کشت و زرع قابل توجه روی آن شدیداً دستخوش تحول شده بطوریکه مقدار MWD در این‌موقعیت‌کمترین‌بوده(۰/۷۲میلیمتر) و اختلاف معنی‌داری با سایر موقعیتها نشان می‌دهد (جدول ۱ و شکل ۵).

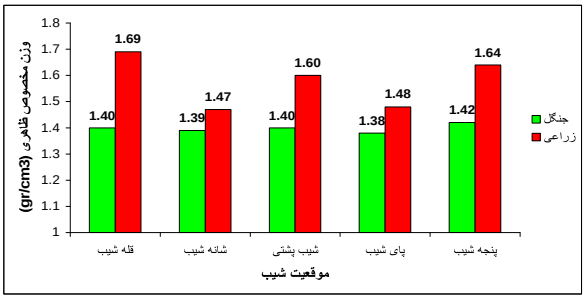


شکل ۵- اثر کاربری اراضی و موقعیتهای شیب بر میانگین وزنی قطر خاکدانه ها در لایه ۳۰-۰ سانتیمتری

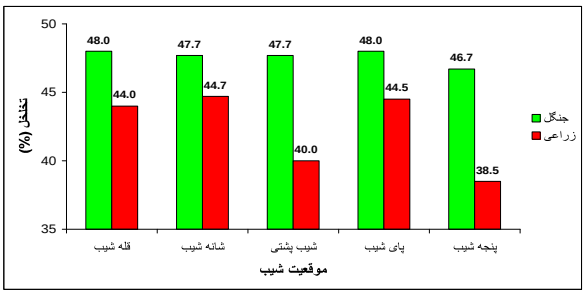
وزن مخصوص ظاهری و تخلخل خاک:

مطالعه خاک منطقه تا عمق یک متری نشان داد وزن مخصوص ظاهری و تخلخل خاک اختلاف معنی داری بین دو کاربری نشان می دهد، بطوریکه وزن مخصوص ظاهری پس از تغییر کاربری به میزان قابل توجهی افزایش ($P\leq$۰/۰۵) و تخلخل خاک کاهش یافته است ($P\leq$۰/۰۵). میزان وزن مخصوص ظاهری خاک تا عمق یک متری از ۱/۴۸ گرم بر سانتیمتر مکعب به ۱/۵۴ گرم بر سانتیمتر مکعب افزایش، در حالیکه تخلخل خاک از ۴۴٪ به ۴۲٪ کاهش یافته است. نتیجه حاصله با یافته پژوهشگرانی مانند مک دونالد و همکاران (۲۰۰۲) و سلیک (۲۰۰۵) مطابقت دارد.

لمنی و همکاران (۲۰۰۵) افزایش میزان وزن مخصوص ظاهری و کاهش تخلخل خاک را در اراضی زراعی به تلفات ماده آلی خاک و تراکم ناشی از شخم مربوط می دانند. سلیک (۲۰۰۵) تجزیه مواد آلی بر اثر تبدیل کاربری های طبیعی زمین به اراضی زراعی و کاهش تشکیل ساختمان را به عنوان دو عامل مهم جهت افزایش وزن مخصوص ظاهری خاکها برمی شمرد. تلفات ماده آلی خاک و گسیخته شدن خاکدانه ها بر اثر عملیات زراعی، متراکم شدن خاک و سبک بودن بافت خاک در کاربری زراعی را می توان از دلایل عمده افزایش وزن مخصوص ظاهری و کاهش تخلخل خاک در منطقه تحت کشت نسبت به کاربری طبیعی مجاورش دانست. دانگ و همکاران (۲۰۰۲) تراکم خاک بر اثر عملیات شخم را موجب افزایش وزن مخصوص ظاهری معرفی کرده و آنرا نشانه ای از تخریب کیفیت خاک می‌دانند. عدم اختلاف عوامل مؤثر بر وزن مخصوص ظاهری و تخلخل خاک، بخصوص ماده آلی، در لایه سطحی موقعیتهای مختلف شیب در کاربری جنگل موجب شده تا اختلاف معنی داری بین پارمترهای مورد بحث نیز در لایه سطحی مشاهده نگردد. اما بیشترین وزن مخصوص ظاهری خاک در کاربری زراعی مربوط به دو موقعیت قله و پای شیب می باشد. علت این امر تمرکز عملیات زراعی در این دو موقعیت از اراضی است (جدول ۱ و شکل ۶). چنین وضعیتی در لایه عمقی خاک نیز قابل ملاحظه است.



الف)



ب)

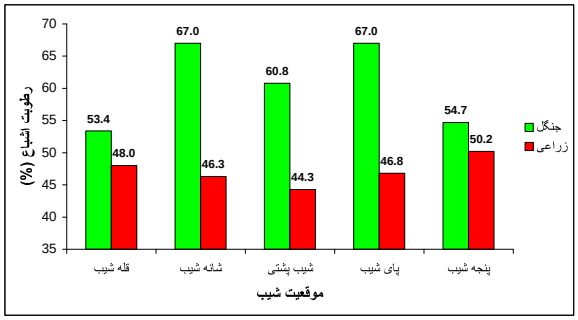
شکل ۶- اثر کاربری اراضی و موقعیتهای شیب بر وزن مخصوص ظاهری (الف) و تخلخل خاک (ب) در لایه ۳۰-۰ سانتیمتری

رطوبت اشباع خاک

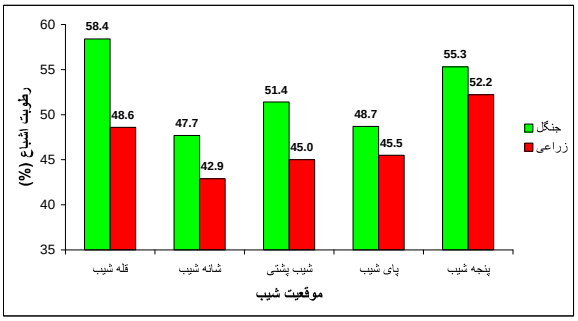
نتایج آزمایشگاهی نشان می دهد در خاکهای مورد مطالعه این تحقیق درصد رطوبت اشباع خاک از میزان رس و ماده آلی خاک تبعیت کرده و با افزایش مقادیر این دو پارامتر، درصد رطوبت اشباع خاک افزایش یافته است. رطوبت اشباع خاک تا عمق یک متری از ۵۶/۹٪ در کاربری جنگل به ۴۷/۰٪ در کاربری زراعی کاهش یافته است ($P\leq ۰/۰۵$) که دلیل اصلی آن کاهش قابل توجه درصد رس و ماده آلی در خاکهای تحت کشت می باشد. بررسی جداگانه دو عمق نیز بیانگر اختلاف معنی دار رطوبت اشباع خاک بین دو کاربری است.

به طور کلی لایه سطحی ناحیه میان دست شیب (موقعیتهای شانه شیب، شیب پشتی و پای شیب) در کاربری جنگل با دارا بودن مقادیر بیشتر ماده آلی و رس، درصد رطوبت اشباع بالاتری را نشان می دهد (جدول ۱ و شکل ۷). مطالعه عمق ۱۰۰-۳۰ سانتی متری خاک در این کاربری بیانگر آن است که موقعیت قله شیب از بالاترین درصد اشباع نسبت به سایر موقعیتها برخوردار است (جدول ۱). دانه بندی خاک عمقی نشان می دهد، بیشترین میزان رس خاک در کاربری جنگل در این ناحیه متمرکز است.

موقعیت های مختلف شیب در کاربری زراعی نیز به دلیل اختلافات قابل ملاحظه به خصوص از نظر ماده آلی خاک، درصد رطوبت اشباع متفاوتی را نشان می دهند. لایه ۳۰-۰ سانتی متری خاک در موقعیت پنجه شیب با بیشترین میزان رس و ماده آلی قابل توجه از بالاترین درصد رطوبت اشباع (۵۰/۲٪) نسبت به سایر موقعیتها برخوردار است. بررسی لایه عمقی خاک نیز در این کاربری نشان می‌دهد موقعیت پنجه شیب نسبت به سایر موقعیت ها از بالاترین درصد رطوبت اشباع برخوردار است (۴۵/۰٪) که دلیل آن بالا بودن میزان ماده آلی و مقادیر رس قابل توجه در این بخش می باشد. با نگاهی کلی بر میزان متوسط درصد رطوبت اشباع خاک تا عمق یک متری کاربری زراعی ملاحظه می شود موقعیت شانه شیب و شیب پشتی بطور کلی از کمترین درصد رطوبت اشباع برخوردار بوده و لذا مستعدترین موقعیت ها به لحاظ ایجاد فرسایش آبی محسوب می شوند.



الف)



ب)

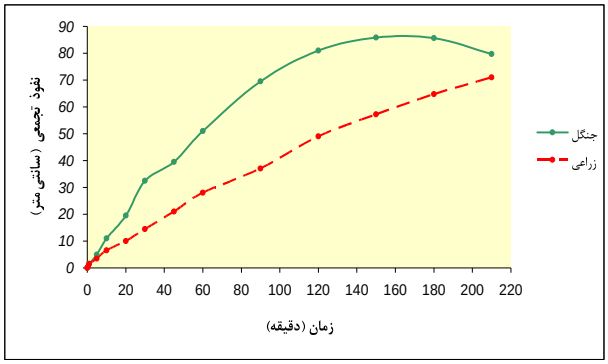
شکل ۷- اثر کاربری اراضی و موقعیتهای شیب بر رطوبت اشباع خاک در لایه ۳۰-۰ (الف) و ۱۰۰-۳۰ (ب) سانتیمتری

نفوذ آب در خاک

اندازه گیری نفوذ آب به خاک نشان می دهد میزان این پارامتر در کاربری زراعی نسبت به جنگل طبیعی مجاور شدیداً کاهش یافته است. جنگلتراشی و عملیات زراعی دراز مدت در منطقه از طریق تلفات شدید ماده آلی، کاهش پایداری خاکدانه ها، افزایش وزن مخصوص ظاهری و کاهش تخلخل خاک (تراکم خاک)، نفوذ آب به خاک را در کاربری تحت کشت قویاً تحت تأثیر قرار داده و میزان آنرا به نحو قابل توجهی کاهش داده است (شکل ۸). محاسبات نفوذپذیری خاک در منطقه مورد مطالعه نشان می دهد که به طور مثال سرعت نفوذ آب در خاک زراعی پس از گذشت زمان بیست دقیقه تنها ۳۰ سانتیمتر بر ساعت بوده است حال آنکه در کاربری طبیعی مجاور معادل دو برابر مقدار مذکور (حدود۶۰ سانتیمتر بر ساعت) می باشد (شکل ۸).

بسیاری از پژوهشگران از جمله رینرز و همکاران (۱۹۹۴) و لو و همکاران (۲۰۰۲) معتقدند جنگلتراشی و اجرای عملیات زراعی ضمن کاهش تخلخل، نفوذ آب به خاک را نیز کاهش می دهد. خاکهایی که نفوذپذیری آب در

آنها کم شده، رواناب تولید کرده و پتانسیل فرسایش در آنها بالاست (۳۱).



شکل ۸- نمودار نفوذ آب در خاک

واکنش خاک

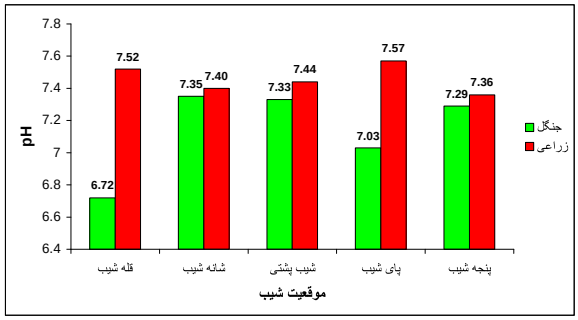
بطور کلی بررسی خاک دو کاربری تا عمق یک متری نشان می دهد pH خاک در کاربری جنگل با اختلاف معنی‌داری از کاربری زراعی کمتر است ($P\leq ۰/۰۵$). مطالعه جداگانه دو عمق خاک نیز حاکی از اختلاف معنی دار pH بین دو کاربری بوده و بطور کلی حاکی از بالاتربودن pH خاک زراعی نسبت به جنگل طبیعی مجاور است. pH خاک تا عمق یک متری از ۷/۲ در کاربری جنگل به ۷/۵ در ناحیه تحت کشت افزایش یافته است. نتیجه حاصله با یافته محققینی مانند حاج عباسی و همکاران (۱۹۹۷) و اسلام و ویل (۲۰۰۰) مطابقت دارد.

کیانی و همکاران (۲۰۰۴) اظهار می دارند در خاکهای جنگلی یون های بازی شسته شده و بنابراین اسیدیته خاک بیشتر از سایر نقاط است. فرایندهای طبیعی نظیر دی‌اکسیدکربن آزاد شده بر اثر تنفس ریشه گیاهان و تنفس میکروبی خاک نیز می تواند از عوامل کنترل کننده pH خاک باشد (۳۲). به نظر می رسد با توجه به بالا بودن میزان تنفس میکروبی و تولید CO_2 در کاربری جنگل، این فرایند نیز یکی دیگر از دلایل پایینتر بودن pH خاک می باشد. در ضمن زیر و رو شدن پروفیل خاک موجب بالا آمدن مواد آهکی به سطح در کاربری زراعی شده و لذا pH خاک را نسبت به جنگل طبیعی افزایش داده است.

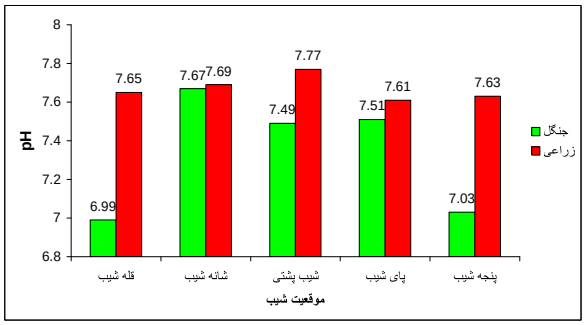
کمترین pH خاک منطقه مربوط به لایه سطحی قله شیب جنگل با مقدار ۶/۷ می باشد (جدول ۲). در کاربری زراعی، موقعیت پنجه شیب به ویژه در لایه سطحی، کمترین pH را نسبت به لایه های مشابه در سایر موقعیتها داراست (۷/۳) (جدول ۲ و شکل ۹). علت پایین بودن نسبی pH در این موقعیت را می توان به بالا بودن مقدار ماده آلی بیشترهوموسی شده (به دلیل عملیات کشت و کار شدیدتر در این منطقه) و تولید دی اکسیدکربن ناشی از تجزیه آن مربوط دانست.

جدول ۱- مقایسه میانگین برخی پارامترهای فیزیکی کیفیت خاک در دو عمق مورد مطالعه (در هر کاربری، حروف مشابه حاکی از عدم تفاوت معنی دار پارامتر مورد نظر بین موقعیتهای مختلف شیب می باشد.)

کاربری اراضی	موقعیت شیب	رس (٪)		سیلت (٪)		شن (٪)		MWD (mm)	وزن مخصوص ظاهری ($g\ cm^{-3}$)		تخلخل کل (٪)		رطوبت اشباع (٪)	
		۰-۳۰ سانتیمتر	۳۰-۱۰۰ سانتیمتر	۰-۳۰ سانتیمتر	۳۰-۱۰۰ سانتیمتر	۰-۳۰ سانتیمتر	۳۰-۱۰۰ سانتیمتر	۰-۳۰ سانتیمتر	۰-۳۰ سانتیمتر	۳۰-۱۰۰ سانتیمتر	۰-۳۰ سانتیمتر	۳۰-۱۰۰ سانتیمتر	۰-۳۰ سانتیمتر	۳۰-۱۰۰ سانتیمتر
جنگل	قله شیب	۳۱/۱ b	۳۸/۸ a	۵۷/۳ ab	۵۱/۷d	۱۱/۴ a	۹/۴ a	۱/۷۲۲ a	۱/۴۰ a	۱/۵۳ b	۴۸/۰ a	۴/۶ab	۵۳/۴ c	۵۸/۴ a
	شانه شیب	۳۳/۸ ab	۲۵/۲c	۵۶/۱ ab	۶۶/۴a	۱۰/۰ ab	۸/۳ a	۱/۴۸۳ a	۱/۳۹ a	۱/۵۵ b	۴۷/۷ a	۴۱/۶ b	۶۷/۰ a	۴۷/۷ c
	شیب پشتی	۳۹/۳ a	۲۸/۲ bc	۵۳/۲ b	۶۵/۳ ab	۶/۰ b	۶/۴ a	۱/۷۴۶ a	۱/۴۰ a	۱/۴۳ c	۴۷/۷ a	۴۶/۳ a	۶۰/۸ ab	۵۱/۴bc
	پای شیب	۳۲/۴ ab	۳۵/۸ a	۵۵/۸ ab	۵۶/۲cd	۱۱/۷ a	۷/۹ a	۱/۷۶۰ a	۱/۳۸ a	۱/۶۸ a	۴۸/۰ a	۳۷/۰ c	۶۷/۰ a	۴۸/۷ c
	پنجه شیب	۱۹/۶ c	۳۰/۳ b	۶۵/۷ a	۶۰/۶ bc	۱۴/۷ a	۹/۱ a	۱/۵۲۲ a	۱/۴۲ a	۱/۶۰ ab	۴۶/۰ a	۳۹/۶ bc	۵۴/۷ bc	۵۵/۳ ab
زراعی	قله شیب	۲۰/۹ b	۲۰/۳ b	۶۸/۶ ab	۵۹/۴ c	۱۰/۴ a	۲۰/۲ a	۰/۸۷ a	۱/۶۹ a	۱/۶۰ ab	۴۴/۰ a	۴۰/۰ b	۴۸/۰ab	۴۸/۶ b
	شانه شیب	۲۱/۸ b	۱۴/۹ c	۶۸/۰ ab	۷۴/۲ a	۱۰/۲ a	۱۰/۷bc	۰/۹۱ a	۱/۴۷ b	۱/۴۲ d	۴۴/۷ a	۴۶/۶ a	۴۶/۳bc	۴۲/۹ d
	شیب پشتی	۱۹/۷ b	۲۲/۷ b	۷۱/۲ a	۶۷/۳ b	۸/۹ a	۱۰/۰bc	۰/۹۷ a	۱/۶۰ab	۱/۴۹cd	۴۰/۰ a	۴۴/۳ a	۴۴/۳ c	۴۵/۰cd
	پای شیب	۱۹/۴ b	۱۹/۴ b	۶۹/۷ a	۶۸/۵ b	۱۰/۸ a	۱۲/۰ b	۰/۹۲ a	۱/۴۸ b	۱/۶۶ a	۴۴/۵ a	۳۷/۶ b	۴۶/۸bc	۴۵/۵ c
	پنجه شیب	۲۵/۹ a	۳۰/۲ a	۶۴/۵ c	۶۰/۳ c	۹/۵ a	۹/۳ c	۰/۷۲ b	۱/۶۴ ab	۱/۵۶bc	۳۸/۵ a	۴۱/۰ b	۵۰/۲ a	۵۲/۲ a



الف)



ب)

شکل ۹- اثر کاربری اراضی و موقعیتهای شیب بر واکنش خاک در لایه ۳۰-۰ (الف) و ۱۰۰-۳۰ (ب) سانتیمتری

کربن آلی و ازت کل خاک

تغییرات کربن آلی خاک یک معرف مهم کیفیت خاک برای ارزیابی تأثیر عملیات مدیریتی در اراضی کشاورزی و جنگلی است (۳۷). مقایسه خاک دو کاربری تا عمق یک متری نشان داد میزان هر کدام از این دو پارامتر در کاربری زراعی با اختلاف بسیار معنی داری نسبت به جنگل طبیعی مجاور کاهش یافته است ($P\leq$۰/۰۵). وقوع این وضعیت در لایه سطحی ۳۰-۰ سانتی متری خاک با شدت بیشتری اتفاق افتاده است. میزان کربن آلی خاک تا عمق یک متری کاربری جنگل از ۲/۴٪ به ۰/۷٪ در کاربری زراعی کاهش یافته است. در ضمن مقدار ازت کل خاک از ۰/۲٪ در کاربری جنگل به ۰/۰۶٪ در ناحیه تحت کشت تنزل یافته است. نتایج حاصله با یافته بسیاری از پژوهشگران مانند ساویوزی و همکاران (۲۰۰۱) و پوگت و لعل (۲۰۰۵) مطابقت دارد.

ناردی و همکاران (۱۹۹۶) اظهار می دارند خاکدانه های درشت در مناطق تحت کشت به دلیل عملیات شخم شکسته شده و مواد آلی خاک از حفاظت فیزیکی کمتری برخوردار خواهند شد. کارتر و همکاران (۱۹۹۸) بیان می‌کنند افزایش دمای خاک به دلیل کاهش پوشش (سایه) و همچنین تغییرات ناشی از عملیات زراعی ممکن است بر تغییرات میزان کربن آلی خاک در اثر تبدیل کاربری اراضی تأثیر بگذارد. هبرت و همکاران (۱۹۹۱) نیز معتقدند بافت سبک خاک حساسیت مواد آلی را به تجزیه افزایش می‌دهد. در منطقه مطالعاتی، وقوع فرسایش پس از تخریب پوشش طبیعی و به دنبال آن تخریب ساختمان و درشتتر شدن بافت خاک روند تلفات ماده آلی خاک را شدت بخشیده است.

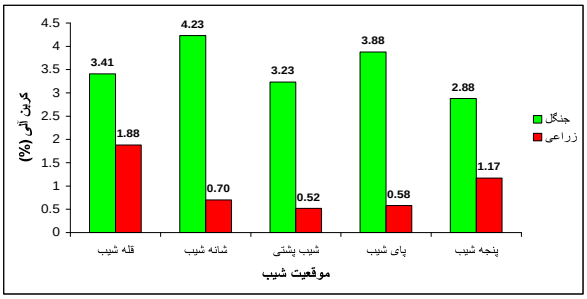
تغییرات شدید بافت خاک، شامل کاهش قابل توجه درصد رس و افزایش چشمگیر میزان سیلت در موقعیت شانه شیب موجب شده تا بر خلاف قله شیب، میزان کربن آلی و ازت کل خاک در عمق ۳۰-۰ سانتی متری خاک زراعی با اختلاف معنی داری نسبت به کاربری جنگل کاهش یابد ($P\leq$۰/۰۵) (اشکال ۱۰-الف و ۱۱-الف) در حالیکه علیرغم کاهش درصد کربن آلی و ازت کل خاک در لایه عمقی خاک زراعی شانه شیب نسبت به عمق مشابه در جنگل، اختلاف معنی داری به لحاظ آماری بین دو کاربری مشاهده نمی شود.

در موقعیت پنجه شیب با توجه به عدم تغییر قابل توجه بافت خاک، علیرغم کاهش مقادیر دو پارامتر مورد بررسی در منطقه تحت کشت، اختلاف معنی داری از لحاظ مقادیر کربن آلی و ازت کل خاک تا عمق یک متری بین دو کاربری مشاهده نمی شود. تغییرات این دو پارامتر در هر کدام از دو عمق مطالعاتی نیز به لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری نشان نداد.

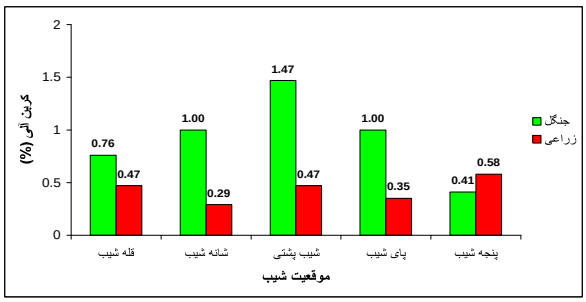
یکنواخت بودن نسبی بافت خاک در موقعیت های مختلف شیب کاربری جنگل، موجب عدم تغییرات کربن آلی و ازت کل خاک به ویژه در عمق ۳۰-۰ سانتی متری این کاربری شده است (جدول ۲).

در کاربری زراعی بیشترین میزان کربن آلی و ازت کل از موقعیت قله شیب گزارش می شود (جدول ۲). به نظر می‌آید استفاده از کودهای آلی در این موقعیت عامل بالا بودن درصد کربن آلی و ازت خاک باشد. از طرفی با توجه به تعدیل شیب زمین در این موقعیت از اراضی و در نتیجه

عدم فرسایش قابل توجه خاک تلفات ماده آلی به حداقل میزان خود در مقایسه با سایر موقعیتها در کاربری تحت کشت رسیده است.

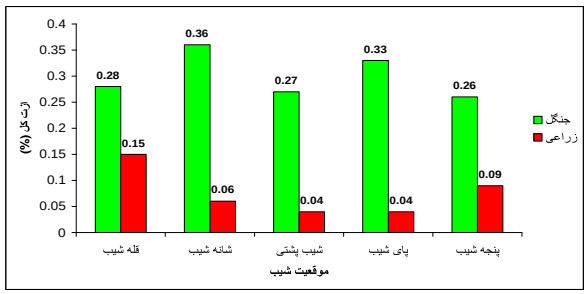


الف)

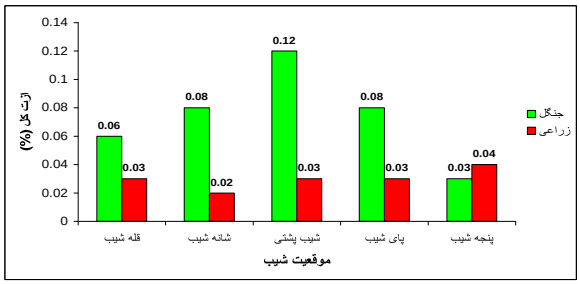


ب)

شکل ۱۰- اثر کاربری اراضی و موقعیتهای شیب بر کربن آلی خاک در لایه ۳۰-۰ (الف) و ۱۰۰-۳۰ (ب) سانتیمتری



الف)



ب)

شکل ۱۱- اثر کاربری اراضی و موقعیتهای شیب بر ازت خاک در لایه ۳۰-۰ (الف) و ۱۰۰-۳۰ (ب) سانتیمتری

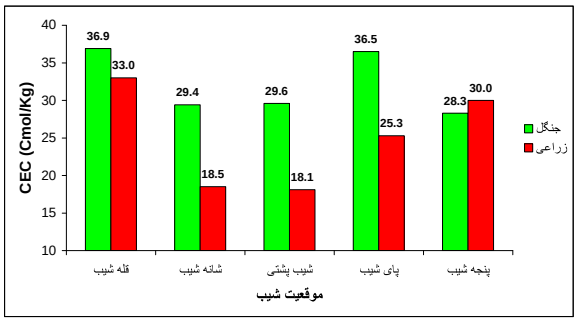
ظرفیت تبادل کاتیونی

دوران و پارکین (۱۹۹۴) ظرفیت تبادل کاتیونی را یکی از پارامترهای مهم کیفیت خاک می دانند. مطالعه خاک تا عمق یک متری کاربری زراعی حاکی از آنست که ظرفیت تبادل کاتیونی خاک بر اثر جنگلتراشی و انجام عملیات زراعی شدیداً دستخوش تحول شده و با اختلاف معنی داری نسبت به عمق مشابه جنگل کاهش یافته است ($P\leq$۰/۰۵). ظرفیت تبادل کاتیونی خاک تا عمق یک متری از ۳۱/۵ سانتی مول بر کیلوگرم در کاربری جنگل به ۲۳/۹ سانتی‌مول بر کیلوگرم در کاربری زراعی کاهش یافته است. در بررسی جداگانه دو عمق مورد مطالعه نیز وضعیت مشابهی مشاهده می شود ($P\leq$۰/۰۵). نتیجه حاصله با یافته محققینی مانند گائو و چانگ (۱۹۹۶) و وگن و همکاران (۲۰۰۶) مطابقت دارد.

کاهش مواد آلی خاک بدلیل اجرای عملیات زراعی شدید در منطقه جنگلتراشی شده موجب کاهش قابل توجه ظرفیت تبادل کاتیونی در کاربری زراعی شده است. از طرفی کاهش قابل توجه ذرات رس در خاک زراعی را نیز می توان دلیل دیگر این امر دانست. ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در موقعیت شانه شیب کاربری زراعی تا عمق یک متری با اختلاف معنی داری نسبت به جنگل کاهش یافته است ($P\leq$۰/۰۵). مقدار این پارامتر بر اثر تغییر کاربری اراضی از ۲۸/۰ سانتی مول بر کیلوگرم به ۱۸/۰ سانتی مول بر کیلوگرم رسیده است. میزان این کاهش در لایه سطحی خاک (۳۰-۰ سانتی متر) بیشتر است (شکل ۱۲-الف). کاهش مقادیر ماده آلی و رس به ویژه در لایه سطحی خاک زراعی دلیل اصلی پایین آمدن ظرفیت تبادل کاتیونی محسوب می شود.

همگام با تغییرات ناچیز ماده آلی خاک در لایه ۳۰-۰ سانتی متری موقعیتهای مختلف شیب جنگل، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک نیز به خصوص در این عمق، تفاوت معنی داری بین موقعیت های مختلف این کاربری نشان نداد (جدول ۲). به نظر می رسد با توجه به تغییرات درصد رس به لحاظ آماری در عمق ۳۰-۰ سانتی متری موقعیتهای مختلف کاربری جنگل، ماده آلی خاک عامل غالب کنترل کننده ظرفیت تبادل کاتیونی در این عمق به حساب آید.

در کاربری زراعی بیشترین ظرفیت تبادل کاتیونی از لایه ۳۰-۰ سانتی متری قله شیب (۳۳/۰ سانتی مول بر کیلوگرم) و به دلیل ماده آلی قابل توجه در این بخش گزارش می شود (جدول ۲). سبک بودن قابل توجه بافت خاک در موقعیت های شانه شیب و شیب پشتی باعث شده تا لایه سطحی خاک از کمترین ظرفیت تبادل کاتیونی برخوردار باشد. وجود مقادیر ماده آلی و رس بیشتر در عمق ۱۰۰-۳۰ سانتی متری موقعیت پنجه شیب نسبت به عمق مشابه در سایر موقعیت ها نیز باعث شده ظرفیت تبادل کاتیونی در عمق این موقعیت بیشتر از سایر موقعیتها باشد (جدول ۲ و شکل ۱۲).



الف)

ب)

شکل ۱۲- اثر کاربری اراضی و موقعیتهای شیب بر ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در لایه ۳۰-۰ (الف) و ۱۰۰-۳۰ (ب) سانتیمتری

پتاسیم قابل استفاده

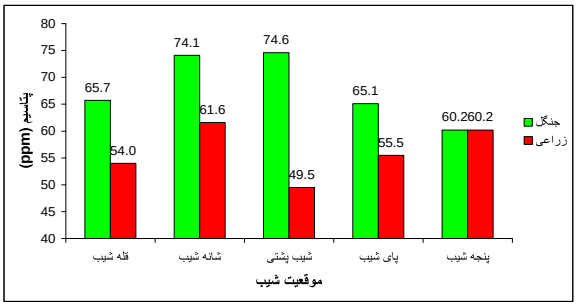
مقایسه کلی خاک دو کاربری تا عمق یک متری نشان داد، مقدار پتاسیم قابل استفاده خاک در کاربری زراعی با اختلاف معنی داری نسبت به خاک جنگل کاهش یافته ($P\leq ۰/۰۵$) به طوریکه مقدار آن از ۶۴/۲ پی پی ام در کاربری جنگل به ۵۴/۶ پی پی ام در کاربری زراعی رسیده است. مطالعه جداگانه دو لایه ۳۰-۰ و ۱۰۰-۳۰ سانتی‌متری خاک نیز وضعیت مشابهی را ثابت می کند ($P\leq ۰/۰۵$) و این با نتایج پژوهشگرانی مانند دانگ و همکاران (۲۰۰۲) و وگن و همکاران (۲۰۰۶) مطابقت دارد. مطابق با نظر سالاردینی (۱۹۹۵) سبک بودن بافت خاک، پایین بودن ظرفیت تبادل کاتیونی، فقدان پوشش گیاهی دائمی زمین و وقوع فرسایش آبی قابل ملاحظه در کاربری زراعی را می توان از دلایل عمده تلفات پتاسیم در این کاربری نسبت به خاک جنگلی مجاور برشمرد.

در موقعیت قله شیب میزان پتاسیم قابل استفاده خاک به مقدار قابل توجهی در کاربری زراعی نسبت به جنگل کاهش پیدا کرده است ($P\leq ۰/۰۵$). میزان این پارامتر از ۶۱/۸ پی پی ام در کاربری جنگل به ۵۲/۶ پی پی ام در کاربری زراعی رسیده است (جدول ۲). کشت و کار قابل توجه در این موقعیت و استفاده از کودهای اسیدزا نظیر اوره را شاید بتوان یکی از دلایل کاهش مقدار پتاسیم در خاک زراعی این موقعیت برشمرد. پایین بودن درصد رس خاک زراعی نسبت به کاربری جنگل نیز می تواند دلیلی دیگر محسوب شود. به دلیل درصد بالای رس خاک در موقعیت پنجه شیب، این موقعیت بالاترین مقدار پتاسیم قابل استفاده را نسبت به سایر موقعیتها در کاربری زراعی داراست (۵۸/۵ پی پی ام) (جدول ۲). مطالعه عمق ۳۰-۰ سانتی متری خاک جنگل نشان می دهد بالابودن مقادیر رس در موقعیت های شانه شیب و شیب پشتی، موجب بالاترین میزان پتاسیم قابل استفاده خاک در لایه سطحی این دو موقعیت نسبت به سایر موقعیت های شیب شده است (به ترتیب ۷۴/۱ و ۷۴/۶ پی پی ام). در مقابل لایه سطحی خاک پنجه شیب با کمترین درصد رس، از کمترین مقدار پتاسیم قابل استفاده (۶۰/۲ پی پی ام) برخوردار است (جدول ۲ و شکل ۱۳).

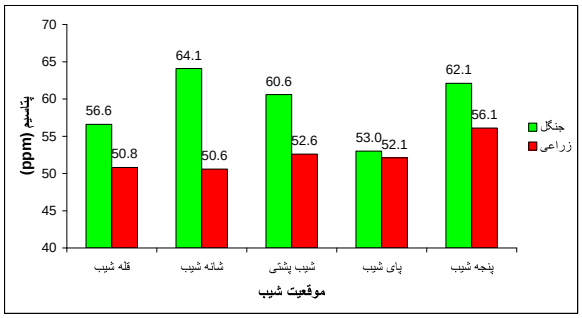
آهک

مواد لسی از درصد آهک بالایی برخوردارند (۲۸). تغییر کاربری اراضی توانسته است اثرات قابل توجهی روی مقدار آهک در منطقه مورد مطالعه بگذارد. فراهم بودن رطوبت بیشتر در خاک جنگل همراه با دی اکسیدکربن ناشی از فعالیت های بیولوژیکی باعث شده تا کربنات کلسیم حل

شده و با تجمع در اعماق خاک جنگلی سبب تشکیل افق کلسیک شود، به طوریکه مطالعه خاک تا عمق یک متری نشان می دهد، مقدار آهک در کاربری جنگل با اختلاف معنی داری کمتر از خاک زراعی است ($P\leq ۰/۰۵$). میزان متوسط آهک تا عمق یک متری کاربری جنگل ۷/۶٪ و در کاربری زراعی ۲۲/۴٪ است.



الف)

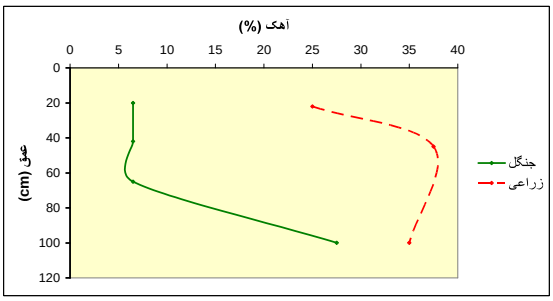


ب)

شکل ۱۳- اثر کاربری اراضی و موقعیتهای شیب بر پتاسیم قابل استفاده خاک در لایه ۳۰-۰ (الف) و ۱۰۰-۳۰ (ب) سانتیمتری

آهک زدایی هنگامی رخ می دهد که CO_2 و H_2O موجود باشد (۱۴). خرمالی و همکاران (۲۰۰۶) فرآیندهای پیچیده ای مانند حل شدن، انتقال و رسوب را در تشکیل کربناتهای خاک مؤثر دانسته و اظهار می دارند در شرایط مرطوب و فشار نسبی نسبتاً بالای CO_2، کربنات لیتوژنیک حل شده و به عمق خاک حرکت می کند. کیانی و همکاران (۲۰۰۴) اظهار می دارند عملیات شخم می تواند موجب انتقال آهک از افق کلسیک به سطح خاک شود. شکل ۱۴ روند تغییرات عمقی آهک را در یکی از موقعیتهای شیب منطقه نشان می دهد.

بررسی مجزای دو عمق مورد مطالعه نیز حاکی از آنست آهک نه تنها تخلیه قابل توجهی را در لایه سطحی ۳۰-۰ سانتی متری خاک جنگلی نشان می دهد ($P\leq ۰/۰۵$)، بلکه مقدار آن در لایه ۱۰۰-۳۰ سانتی متری جنگل نیز با تفاوت معنی داری کمتر از لایه مشابه در کاربری زراعی است ($P\leq ۰/۰۵$) (شکل ۱۵). مطالعه جداگانه هر یک از موقعیت های شیب نیز مبین اختلاف معنی دار مقدار آهک بین دو کاربری جنگل و زراعی است، به طوریکه مقدار کربنات کلسیم در کاربری جنگل با اختلاف معنی داری در تمام موقعیت ها به جز پنجه شیب کمتر از کاربری زراعی در دو عمق مورد مطالعه است (شکل ۱۵).



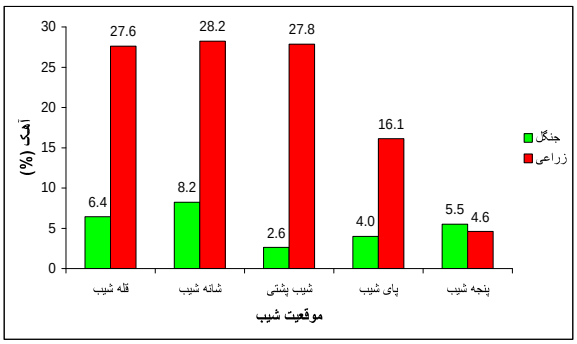
شکل ۱۴- روند تغییرات عمقی آهک در پروفیل های خاک موقعیت قله شیب

با بررسی مقادیر آهک در کاربری جنگل ملاحظه شد موقعیتهای شانه و پای شیب به ترتیب از بیشترین و کمترین درصد آهک برخوردارند (به ترتیب ۱۱/۳٪ و ۴/۴٪ تا عمق یک متری). شیب زیاد در شانه شیب و برعکس شیب کم پای شیب به ترتیب موجب کمترین و بیشترین شستشوی آهک از پروفیل خاک می شود. مطالعه کاربری زراعی نیز نشان دهنده وجود بالاترین مقادیر آهک در موقعیت قله شیب (۳۰/۴٪ تا عمق یک متری) است که به دلیل انجام عملیات زراعی قابل توجه در این موقعیت می‌باشد (جدول ۲).

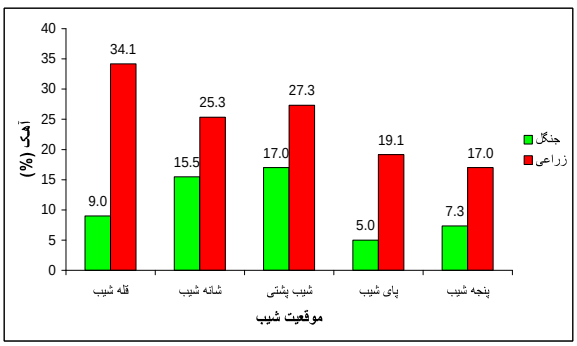
با بررسی مقادیر آهک در کاربری جنگل ملاحظه شد موقعیتهای شانه و پای شیب به ترتیب از بیشترین و کمترین درصد آهک برخوردارند (به ترتیب ۱۱/۳٪ و ۴/۴٪ تا عمق یک متری). شیب زیاد در شانه شیب و برعکس شیب کم پای شیب به ترتیب موجب کمترین و بیشترین شستشوی آهک از پروفیل خاک می شود. مطالعه کاربری زراعی نیز نشان دهنده وجود بالاترین مقادیر آهک در

جدول ۲- مقایسه میانگین برخی پارامترهای شیمیایی کیفیت خاک در دو عمق مورد مطالعه (در هر کاربری، حروف مشابه حاکی از عدم تفاوت معنی دار پارامتر مورد نظر بین موقعیتهای مختلف شیب می باشد.)

کاربری اراضی	موقعیت شیب	pH		کربن آلی (٪)		CEC ($cmol\ kg^{-1}$)		ازت کل (٪)		پتاسیم قابل استفاده (ppm)		آهک (٪)	
		۰-۳۰ سانتیمتر	۳۰-۱۰۰ سانتیمتر	۰-۳۰ سانتیمتر	۳۰-۱۰۰ سانتیمتر	۰-۳۰ سانتیمتر	۳۰-۱۰۰ سانتیمتر	۰-۳۰ سانتیمتر	۳۰-۱۰۰ سانتیمتر	۰-۳۰ سانتیمتر	۳۰-۱۰۰ سانتیمتر	۰-۳۰ سانتیمتر	۳۰-۱۰۰ سانتیمتر
	قله شیب	۶/۷c	۶/۹ b	۳/۴ a	۰/۷ b	۳۶/۹ a	۳۷/۱ a	۰/۲۸ a	۰/۰۶ c	۶۵/۷ b	۵/۶bc	۶/۴ b	۹/۰ b
	شانه شیب	۷/۳a	۷/۶ a	۴/۲ a	۱/۰ab	۲۹/۴ a	۲۶/۲ c	۰/۳۶ a	۰/۰۸ ab	۷۴/۱ a	۶۴/۱ a	۸/۲ a	۱۵/۵ a
جنگل	شیب پشتی	۷/۳ a	۷/۴ a	۳/۲ a	۱/۴ a	۲۹/۶ a	۳۰/۴ bc	۰/۲۷ a	۰/۱۲ a	۷۴/۶ a	۶۰/۶ ab	۲/۶d	۱۷/۰ a
	پای شیب	۷/۰b	۷/۵ a	۳/۸ a	۱/۰ab	۳۶/۵ a	۳۱/۰ b	۰/۳۳ a	۰/۰۸ ab	۶۵/۱ b	۵۳/۰ c	۴/۰cd	۵/۰ c
	پنجه شیب	۷/۲ a	۷/۰ b	۲/۸ a	۰/۴ b	۲۸/۳ a	۲۸/۴ bc	۰/۲۶ a	۰/۰۳ c	۶۰/۲ b	۶۲/۱ ab	۵/۵bc	۷/۳ab
	قله شیب	۷/۵ab	۷/۶ab	۱/۸ a	۰/۴bc	۳۳/۰ a	۱۹/۶ b	۰/۱۵ a	۰/۰۳ b	۵۴/۰cd	۵۰/۸ c	۲۷/۶ a	۳۴/۱ a
	شانه شیب	۷/۴ c	۷/۶ab	۰/۷ b	۰/۲d	۱۸/۵ c	۱۹/۳ b	۰/۰۶ b	۰/۰۲ c	۶۱/۶ a	۵۰/۶ c	۲۸/۲ a	۲۵/۳ b
زراعی	شیب پشتی	۷/۴bc	۷/۷ a	۰/۵ b	۰/۴ b	۱۸/۱ c	۱۹/۰ b	۰/۰۴ b	۰/۰۳ b	۴۹/۵ d	۵۲/۶ab	۲۷/۸ a	۲۷/۳ b
	پای شیب	۷/۵ a	۷/۶ b	۰/۵ b	۰/۳ c	۲۵/۳bc	۲۰/۷ b	۰/۰۴ b	۰/۰۳ b	۵۵/۵bc	۵۲/۱ab	۱۶/۱ b	۱۹/۱ c
	پنجه شیب	۷/۳ c	۷/۶ab	۱/۱ b	۰/۵ a	۳۰/۰ab	۳۰/۸ a	۰/۰۹ b	۰/۰۴ a	۶۰/۲ab	۵۶/۱ a	۴/۶ c	۱۷/۰ c



الف)



ب)

شکل ۱۵- اثر کاربری اراضی و موقعیتهای شیب بر درصد آهک خاک در لایه ۳۰-۰ (الف) و ۱۰۰-۳۰ (ب) سانتیمتری

موقعیت قله شیب (۳۰/۴٪ تا عمق یک متری) است که به دلیل انجام عملیات زراعی قابل توجه در این موقعیت می‌باشد (جدول ۲).

تنفس میکروبی خاک

نتایج به طور کلی حاکی از آن است جنگلتراشی و اجرای عملیات زراعی در منطقه میزان تنفس میکروبی خاک را به میزان قابل توجهی در لایه ۳۰-۰ سانتی‌متری خاک کاهش داده به طوریکه اختلاف میان دو کاربری از لحاظ این پارامتر بیولوژیکی کیفیت خاک بسیار معنی‌دار است ($P\leq$۰/۰۵) مقدار این پارامتر از ۰/۱۹ میلی‌گرم دی‌اکسید کربن بر گرم خاک در روز در لایه سطحی کاربری جنگل به ۰/۱۰ میلی‌گرم دی اکسید کربن بر گرم خاک در روز کاربری زراعی کاهش یافته است. اسلام و ویل (۲۰۰۰) بیان می‌کنند فعالیت‌های میکروبی زیاد در خاک‌های تحت پوشش طبیعی جنگل به سطوح بالای کربن آلی قابل دسترس در این کاربری ارتباط دارد.

کیانی و همکاران (۲۰۰۴) نیز معتقدند افزوده شدن سالیانه شاخ و برگ درختان و مواد آلی جدید به سطوح

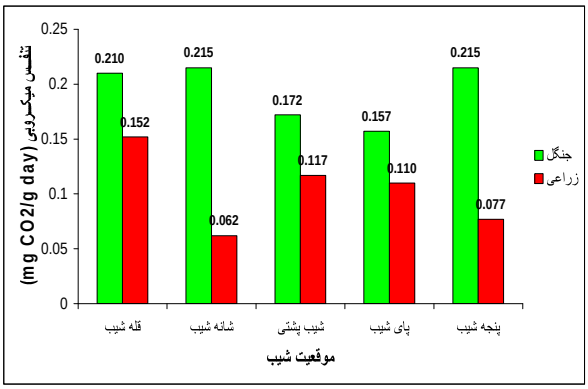
خاک جنگل علت بالا بودن تنفس میکروبی کاربری طبیعی نسبت به سایر کاربری هاست. میزان این پارامتر در تمامی موقعیتهای شیب کاربری زراعی به طرز چشمگیری کاهش یافته است (جدول ۳ و شکل ۱۶). به طور مثال در موقعیت شانه شیب تلفات ماده آلی خاک موجب شده تا مقدار این پارامتر از ۰/۲۱ میلی گرم دی اکسیدکربن بر گرم خاک در روز در لایه سطحی کاربری جنگل به ۰/۰۶ میلی گرم دی اکسیدکربن بر گرم خاک در روز در کاربری زراعی کاهش یابد. عدم تغییرات معنی دار بین موقعیت های مختلف شیب کاربری جنگل از لحاظ ماده آلی سبب شده تا میان موقعیت های مختلف این کاربری، از نظر تنفس میکروبی نیز اختلاف معنی داری مشاهده نشود (جدول ۳).

نتیجه گیری

چنانچه ملاحظه می شود جنگل‌تراشی و اجرای عملیات زراعی روی اراضی لسی و شیبدار منطقه منجر به کاهش کیفیت خاک به لحاظ پارامترهای مختلف فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی شده است. حفظ ماده آلی در خاک نواحی تحت کشت از طریق افزودن مستمر بقایای آلی به خاک، احداث باغات زیتون روی اراضی شیبدار منطقه و پیشگیری از تخریب جنگل های طبیعی به خصوص در نواحی پر شیب مانند شانه شیب و شیب پشتی، علاوه بر حفظ کیفیت خاک می تواند از تلفات و تخریب خاکهای لسی منطقه مورد مطالعه که از مستعدترین خاکها جهت وقوع فرسایش می‌باشند جلوگیری به عمل آورد.

جدول ۳- مقایسه میانگین مقادیر پارامتر بیولوژیکی کیفیت خاک (در هر کاربری، حروف مشابه حاکی از عدم تفاوت معنی‌دار پارامتر مورد نظر بین موقعیت‌های مختلف شیب می‌باشد.)

کاربری اراضی	موقعیت شیب	تنفس میکروبی (mg CO_2/g day)
جنگل	قله شیب	۰/۲۱ **a**
	شانه شیب	۰/۲۱ **a**
	شیب پشتی	۰/۱۷ **a**
	پای شیب	۰/۱۵ **a**
	پنجه شیب	۰/۲۱ **a**
زراعی	قله شیب	۰/۱۵ **a**
	شانه شیب	۰/۰۶ **c**
	شیب پشتی	۰/۱۱ **b**
	پای شیب	۰/۱۱ **b**
	پنجه شیب	۰/۰۷ **c**



شکل ۱۶- اثر کاربری اراضی و موقعیت‌های شیب بر تنفس میکروبی خاک در لایه ۳۰-۰ سانتیمتری

REFERENCES

1. Arshad, M. A. & S. Martin. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystem. Agric. Ecosyst. Environ. 88: 153-160.
2. Bouwer, H. 1986. Intake rate: cylinder infiltrometer. In: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part I: Physical Analysis. SSSA. Madison, WI, pp. 825-844.
3. Bouyoucos, G. J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. Agron. Jour. 54: 464-465.
4. Cambardella, C. A., T. B. Moorman, S. S. Andrews, & D. L. Karlen. 2004. Watershed-scale assessment of soil quality in the loess hills of southwest Iowa. Soil & Tillage Research, 78: 237–247.
5. Caravaca, F., A. Lax, & J. Albaladejo. 2004. Aggregate stability and carbon characteristics of particle-size fractions in cultivated and forested soils of semiarid Spain. Soil & Tillage Research, 78: 83–90.
6. Carter, M. R., E. G. Gregorich, D. A. Angers, R. G. Donald, & M. A. Bolinder. 1998. Organic C and N storage and organic C fractions in adjacent cultivated and forested soils of eastern Canada. Soil & Tillage Research, 47: 253-261.

7. Celik, I. 2005. Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. Soil & Tillage Research, 83: 270–277.
8. Chapman, H. D. 1965. Cation exchange capacity. In: Methods of Soil Analysis. Part 2. Black, C. A. (Ed.). American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.
9. Dang, V. M., D. W. Anderson, & R. E. Farrell. 2002. Indicators for assessing soil quality after long-term tea cultivation in Northern Mountainous Vietnam. 17th WCSS, Thailand, 14-21.
10. Doran, J. W. & T. B. Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J. W., D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, & B. A. Stewart (Eds.), Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA. Special Publication, no. 35.
11. Evrendilek, F., I. Celik, & S. Kilic. 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.
12. Fitzsimmons, M. J., D. J. Pennock, & J. Thorpe. 2004. Effects of deforestation on ecosystem carbon densities in central Saskatchewan, Canada. Forest Ecology and Management, 188: 349-361.
13. Gao, G., & C. Chang. 1996. Changes in cation exchange capacity and particle size distribution of soils associated with long-term annual applications of cattle feed lot manure. Soil Sci. 161: 115-120.
14. Haghnia, H. & A. Lakzian. 1996. Soil genesis and classification.Mashhad Ferdousi University press. 616p. (In Persian)
15. Hajabbasi, M. A., A. Jalalian, & H. R. Karimzadeh. 1997. Deforestation effects on soil physical and chemical properties, Lordegan, Iran. Plant and Soil, 190: 301-308.
16. Hebert, K., A. Karam, & L. E. Parent. 1991. Mineralization of nitrogen and carbon in soils amended with composted manure. Biol. Agric. Hort. 7: 336-361.
17. Islam, K. R., M. Kamaluddin, M. K Bhuiyan, & Abu. Badruddin. 1999. Comparative performance of exotic and indigenous forest species for tropical semi-evergreen degraded forest land reforestation in Bangladesh. Land Degrad. Dev. 10: 241–249.
18. Islam, K. R. & R. R. Weil. 2000. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. Agriculture, Ecosystems and Environment, 79: 9–16.
19. Jusoff, K. 1989. Physical soil-properties associated with recreational use of forested reserve area in Malaysia. Environ. Conserv. 16: 339–342.
20. Khormali, F., A. Abtahi, & G. Stoops. 2006. Micromorphology of calcitic features in highly calcareous soils of Fars Province, Southern Iran. Geoderma, 132: 31-46.
21. Kiani, F., A. Jalalian, A. Pashaee, & H. Khademi. 2004. Effect of deforestation on selected soil quality attributes in loess-derived landforms of Golestan province, northern Iran. Proceedings of the Fourth International Iran & Russia Conference. 546-550.
22. Kiese, K., H. Papen, E. Zumbusch, & L. Butterbach-Bahl. 2002. Nitrification activity in tropical rainforest soils of the coastal lowlands and Atherton Tablelands, Queensland, Australia. J. Plant Nutr. 165: 682–685.
23. Krik, P. L. 1950. Kjeldahl method for total nitrogen. Anal. Chem. 22: 354-358.
24. Lal, R. 2003. Soil erosion and the global carbon budget. Environment International, 29: 437-450.
25. Lemenih, M., E. Karltun, & M.Olsson. 2005. Assessing soil chemical and physical property responses to deforestation and subsequent cultivation in smallholders farming system in Ethiopia. Agriculture, Ecosystems & Environment, 105: 373-386.
26. Lu, D., E. Moran, & P. Mausel. 2002. Linking Amazonian secondary succession forest growth to soil properties. Land Degrad. Dev. 13: 331–343.
27. McDonald, M. A., J. R. Healey, & P.A. Stevens. 2002. The effects of secondary forest clearance and subsequent land-use on erosion losses and soil properties in the Blue Mountains of Jamaica. Agriculture, Ecosystems and Environment, 92: 1–19.
28. Motamed, A. 1997. Quaternary. Tehran University press. 310p. (In Persian)
29. Nardi, S., G. Cocheri, & G. Dell'Agnola. 1996. Biological activity of humus. In: Piccolo, A. (Ed.), Humic Substances in Terrestrial Ecosystems. Elsevier, Amsterdam, pp. 361–406.

30. Natural Resources Conservation Service (NRCS), USDA. 1996. Soil Quality Information Sheet. Indicators for Soil Quality Evaluation.
31. Natural Resources Conservation Service (NRCS), USDA. 1998. Soil Quality Information Sheet. Soil Quality Indicators.
32. Natural Resources Conservation Service (NRCS), USDA. 1999. Liming To Improve Soil Quality in Acid Soils. Soil Quality–Agronomy Technical Note, No. 8.
33. Natural Resources Conservation Service (NRCS), USDA. 2001. Soil Quality Information Sheet. Soil Quality-Introduction.
34. Nelson, R. E. 1982. Carbonate and gypsum. In: Methods of Soil Analysis. Part II. Page, A. L. (Ed.). American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.
35. Olsen, S. R., C. V. Cole, F. S. Watanabe, & L. A. Dean. 1954. Estimation of available P in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA circular 939: 1-19.
36. Page, M. C., D. L. Sparks, M. R. Noll, & G. J. Hendricks. 1987. Kinetics and mechanisms of potassium release from sandy Middle Atlantic Coastal Plain soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 51: 1460-1465.
37. Pathak, P., K. L. Sahrawat, T. J. Rego, & S. P. Wani. 2004. Measurable Biophysical Indicators for Impact Assessment: Changes in Soil Quality. In: Shiferaw, B., H. A. Freeman and S. M. Swinton (Eds.), Natural resource management in agriculture. Methods for assessing economic and environmental impacts. ICRISAT, Patancheru, India.
38. Puget, P. & R. Lal. 2005. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. Soil & Tillage Research, 80: 201–213.
39. Rafahi, H. Gh. 1996. Soil erosion by water and conservation. Tehran University press. 551p. (In Persian)
40. Rasiah, V. & B. D. Kay. 1995. Runoff and soil loss as influenced by selected stability parameters and cropping and tillage practices. Geoderma, 68: 321–329.
41. Richter, G. & J. F. W. Negendank. 1977. Soil erosion processes and their conservation. SWCS.
42. Salardini, A. A. 1995. Soil fertility. Tehran University press. 441p. (In Persian)
43. Saviozzi, A., R. Levi-Minzi, R. Cardelli, & R. Riffaldi. 2001. A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. Plant and Soil, 233: 251-259.
44. Shepherd, T. G., R. H. Saggar Newman, C. W. Ross, & J. L Dando. 2001. Tillage induced changes in soil structure and soil organic matter fractions. Aust. J. Soil Res. 39: 465–489.
45. Spaans, E. J. A., G. A. M. Baltissen, Bouma, R. Miedema, A. L. E. Lansu, D. Schoonderbeek, & W. G. Wielemaker. 1989. Changes in physical properties of young and old volcanic surface soils in Costa Rica after clearing of tropical rain forest. Hydrol. Proc. 3: 383-392.
46. Vagen, T. G., M. A. A. Andrianorofanomezana, & S. Andrianorofanomezana. 2006. Deforestation and cultivation effects on characteristics of Oxisols in the highlands of Madagascar. Geoderma, 131: 190-200.
47. Wali, M. K., F. Evrendilek, T. West, S. Watts, D. Pant, H. Gibbs, & B. McClead. 1999. Assessing terrestrial ecosystem sustainability usefulness of regional carbon and nitrogen models. Natur. Resour. 35: 20–33.
48. Wilding, N. E., A. Smeck, & G. F. Hall. 1982. Pedogenesis and soil taxonomy. II. The soil orders. Developments in soil science.

This document was created with Win2PDF available at http://www.daneprairie.com.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.