اثر نوع پوشش گیاهی بر فعالیت‌های میکروبی و پویایی معدنی‌شدن نیتروژن خاک در مراتع مشجر و غیرمشجر البرز مرکزی

نیلوفر نقره[۱] و یحیی کوچ*[۲]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۵/۱۴ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۸/۰۷/۲۱

چکیده

فعالیت‌های میکروبی، پویاترین مشخصه‌های خاک محسوب شده و به عنوان شاخص‌های سلامت خاک مطرح می‌باشند. با هدف مطالعه و ارزیابی اثر پوشش‌های گیاهی مختلف بر فعالیت‌های میکروبی و پویایی معدنی‌شدن نیتروژن خاک، شش نوع تیپ گیاهی شامل: (۱) پوشش درختچه‌ای سرخه‌ولیک (*Crataegus microphylla* C. Koch.)، (۲) پوشش درختچه‌ای زرشک (*Berberis integerrima* Bunge.)، (۳) پوشش درختچه‌ای گالش‌انگور (*Ribes Uva – crispa* L.)، (۴) پوشش درختچه‌ای آلوچه‌وحشی (*Prunus spinosa* L.)، (۵) پوشش مرتعی با غالبیت *Lecokia cretica* (Lam.) DC.، *Orchis mascula* L. و *Cardamine bulbifera* (L.) Crantz و (۶) پوشش مرتعی با غالبیت *Fragaria vesca* L. در رویشگاه ییلاقی دیاکوه، جنوب‌شرقی شهرستان نوشهر، مورد توجه قرار گرفت. در مجموع ۱۵ نمونه خاک از هر تیپ گیاهی به آزمایشگاه انتقال داده شد و مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی، فعالیت‌های میکروبی (تنفس پایه، برانگیخته و زیتوده‌های میکروبی کربن، نیتروژن و فسفر) و پویایی معدنی‌شدن نیتروژن (نرخ‌های خالص آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون و معدنی‌شدن نیتروژن) خاک اندازه‌گیری شد. نتایج حاکی از آنست که پوشش‌های درختچه‌ای دارای فعالیت‌های میکروبی بیشتر، نرخ خالص آمونیفیکاسیون (در فصل تابستان) و نیتریفیکاسیون (هر دو فصل تابستان و پاییز) بالاتری می‌باشند که در ارتباط با مقادیر بالاتر مشخصه‌های رس، رطوبت، حاصل‌خیزی خاک تحت این پوشش‌های اراضی می‌باشند. در حالی که مراتع غیرمشجر بطور کلی دارای فعالیت‌های میکروبی و فرآیند معدنی‌شدن کندتری می‌باشند. نتایج این پژوهش می‌تواند اطلاعات ارزشمندی را در خصوص وضعیت اکولوژیکی و چرخه عناصر غذایی تحت پوشش‌های گیاهی مختلف در ارتفاعات مناطق ییلاقی فراهم آورد.

واژه‌های کلیدی: رویشگاه ییلاقی، گونه گیاهی، آمونیوم‌سازی، نیترات‌سازی، نرخ خالص معدنی‌شدن نیتروژن.

[۱]- دانشجوی کارشناسی‌ارشد علوم و مهندسی مرتع، گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران.

[۲]- استادیار گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران.

* نویسنده مسئول: yahya.kooch@modares.ac.ir

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-07]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1398.13.4.13.0]

مقدمه

استفاده صحیح و مناسب از منابع طبیعی و ایجاد تعادل بین میزان تولید، حفظ و بهبود کیفیت منابع طبیعی در سال‌های اخیر مورد توجه قرار گرفته است. تلاش در جهت حفظ این منابع نه تنها استقلال اقتصادی و رفع وابستگی و حفظ محیط زیست را در پی دارد، بلکه باعث استقلال فرهنگی، سیاسی و نظامی، که از دیگر شاخصه‌های توسعه پایدار هستند، می‌گردند (۵). مراتع، بیش از نیمی از مساحت خشکی‌های سطح زمین را به خود اختصاص داده است (۳۰). بر اساس آمار سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور در ایران نیز مراتع با مساحت ۸۴/۶ میلیون هکتار بیش از ۵۰ درصد سطح اراضی کشور را تشکیل می‌دهند (۱۱)، که برای چرای احشام یا تأمین مواد مواد غذایی برای دام‌ها و همچنین حفاظت منابع تجدیدناپذیر مانند خاک و آب حائز اهمیت فراوان هستند (۶). ارزیابی ویژگی‌های خاک در اراضی مرتعی می‌تواند اطلاعات جامعی را در خصوص توانایی‌های بالقوه مراتع در اختیار مدیران قرار دهد. پژوهش‌ها حاکی از آنست که تغییر نوع پوشش‌های اراضی در بوم‌سازگان‌های خشک‌زی[1] اثرات معنی‌داری بر شاخص‌های عملکردی خاک دارند. در همین راستا، عملکرد خاک را می‌توان به کمک مشخصه‌های مختلف فیزیکی، شیمیایی و زیستی تعیین نمود و بر این اساس، اغلب از همین مشخصه‌ها برای ارزیابی کیفیت خاک رویشگاههای مرتعی استفاده می‌شود (۱۵ و ۲۸).

از نقطه نظر اکولوژیکی، مشخصه‌های فیزیکی خاک دارای اهمیت زیادی می‌باشند، به‌طوری که مشخصه‌های شیمیایی و زیستی خاک از اجزای فیزیکی آن تأثیر می‌پذیرد. این مشخصه‌ها، ویژگی‌های پایه‌ای و اساسی خاک محسوب شده که تحت تأثیر پوشش‌های گیاهی مختلف تغییرات متفاوتی بروز می‌دهند (۱۶ و ۳۲). بسیاری از واکنش‌های شیمیایی که دسترسی به عناصر غذایی را تحت تأثیر قرار می‌دهند از محیط شیمیایی و بویژه اسیدیته (pH) خاک تأثیر پذیرفته‌اند. بنابراین واضح است که اسیدیته خاک باید به عنوان یک شاخص کلیدی در شیمی خاک در نظر گرفته شود (۲۹). پژوهش‌های متعددی محتویات کربن، نیتروژن، فسفر و پتاسیم خاک را از متغیرهای مهم در باروری و حاصل‌خیزی رویشگاه‌های طبیعی عنوان نمودند که بسیار مرتبط با نوع پوشش‌های گیاهی موجود در اکوسیستم می‌باشند (۳۱، ۳۳ و ۳۷). مشخصه‌های میکروبی، به‌عنوان شاخص‌های بسیار حساس به تغییرات میزان ماده آلی خاک مطرح می‌باشند. در همین راستا، بر مشخصه‌های تنفس (پایه و برانگیخته)، زی‌توده میکروبی (کربن، نیتروژن و فسفر) به عنوان مشخصه‌های میکروبی حساس به تغییرات پوشش اراضی اشاره شده است (۱۷ و ۳۴).

نیتروژن خاک تا ۸۸ درصد ازت مورد نیاز پوشش گیاهی را تأمین می‌کند و بر شبکه تولید اولیه و تنفس خاک در بوم‌سازگان خشک‌زی مؤثر است (۱۹). در واقع پویایی عناصر غذایی و دسترسی به آنها وابسته به نیتروژن موجود است تا جایی که در رویشگاههای طبیعی، نیتروژن فاکتور محدودکننده دسترسی به عناصرغذایی خاک محسوب و عامل تنظیم تولیدات و حفظ حاصل‌خیزی عرصه‌های مرتعی بیان شده است (۳۵). ازت قابل استفاده تا حد زیادی وابسته به نیتروژن معدنی است که طی فرآیندی بیولوژیکی از تبدیل نیتروژن آلی به شکل‌های معدنی قابل دسترسی گیاه حاصل می‌شود. در بررسی کیفیت خاک، نرخ خالص معدنی‌شدن نیتروژن از شاخص‌های اصلی مطرح شده و یکی از مهمترین جریانات نیتروژن در بوم‌سازگان خشک‌زی محسوب می‌شود (۳۶). به فرآیند تغییر شکل زیستی نیتروژن آلی به آمونیوم، آمونیفیکاسیون[2] یا آمونیوم‌سازی و به تولید میکروبی نیترات در نتیجهٔ اکسید شدن ترکیبات احیاء شدهٔ نیتروژن، نیتریفیکاسیون[3] یا نیتراتی‌شدن گفته می‌شود (۱۸). با توجه به تأثیرپذیری بسیاری از پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک تحت تأثیر پوشش‌های گیاهی مختلف، نوع پوشش اراضی می‌تواند بر میزان معدنی‌سازی نیتروژن، فرآیند آمونیفیکاسیون و نیتریفیکاسیون خاک نیز اثرگذار باشد (۲۲). پژوهش حاضر با هدف بررسی اثر نوع پوشش گیاهی بر فعالیت‌های میکروبی و پویایی معدنی‌شدن نیتروژن خاک در مراتع البرز مرکزی با اقلیم سرد و نیمه-خشک مدنظر قرار گرفت. با توجه به اینکه بررسی و مطالعه

[1]- Terrestrial ecosystems
[2]- Ammonification
[3]- Nitrification

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-07]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1398.13.4.13.0]

ویژگی‌های خاک تحت پوشش‌های گیاهی در ارتفاعات مناطق ییلاقی، که غالباً به عنوان اکوسیستم‌های شکننده و حساس به شمار می‌آیند، کمتر مورد توجه قرار گرفته و اطلاعات چندانی وجود ندارد، لذا نتایج این مطالعه می‌تواند اطلاعات ارزشمندی را در خصوص وضعیت اکولوژیکی و چرخه عناصر غذایی در این رویشگاه‌ها فراهم آورد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

محدوده مورد بررسی در رویشگاه ییلاقی دیاکوه، از توابع بخش کجور در جنوب‌شرقی شهرستان نوشهر، با پوشش‌های گیاهی درختچه‌ای و مرتعی بوده، بین طول جغرافیایی ۵۱ درجه، ۴۶ دقیقه و ۲۴ ثانیه تا ۵۱ درجه، ۴۶ دقیقه و ۲۷ ثانیه شرقی و عرض جغرافیایی ۳۶ درجه، ۲۷ دقیقه و ۱۴ ثانیه تا ۳۶ درجه، ۲۷ دقیقه و ۱۶ ثانیه شمالی و در زون البرز مرکزی قرار گرفته است (شکل ۱). ارتفاع متوسط منطقه از سطح دریا ۲۱۳۱ متر، متوسط بارندگی سالانه منطقه ۳۹۱/۳۹ میلی‌متر و اقلیم منطقه سرد و نیمه‌خشک، همراه متوسط دمای سالانه ۱۱/۹۲ درجه سانتی‌گراد، محسوب می‌شود. شیب عمومی منطقه شرقی- غربی بوده و بطور متوسط حدود ۱۰ درصد می‌باشد. بافت خاک رسی- لومی تا لومی می‌باشد. در پژوهش پیش رو شش نوع تیپ گیاهی با غالبیت (بیش از ۸۰ درصد سطح) پوشش‌های درختچه‌ای و علفی زیر مورد توجه قرار گرفت:

(۱) پوشش درختچه‌ای سرخه‌ولیک (*Crataegus microphylla* C. Koch.) با غالبیت بیش از ۹۰ درصد (مساحت حدود ۱۵ هکتار) و گونه‌های همراه (بین ۱ تا ۵ درصد) *Medicago sativa*، *Lolium prenne*، *Stachys byzantine*، *Bromus brizaeformis* و *Teucrium polium*.

(۲) پوشش درختچه‌ای زرشک (*Berberis integerrima* Bunge.) با غالبیت بیش از ۹۰ درصد (مساحت حدود ۱۹ هکتار) و گونه‌های همراه (بین ۱ تا ۵ درصد) *Medicago sativa*، *Lolium prenne*، *Stachys byzantine*، *Bromus brizaeformis* و *Teucrium polium*.

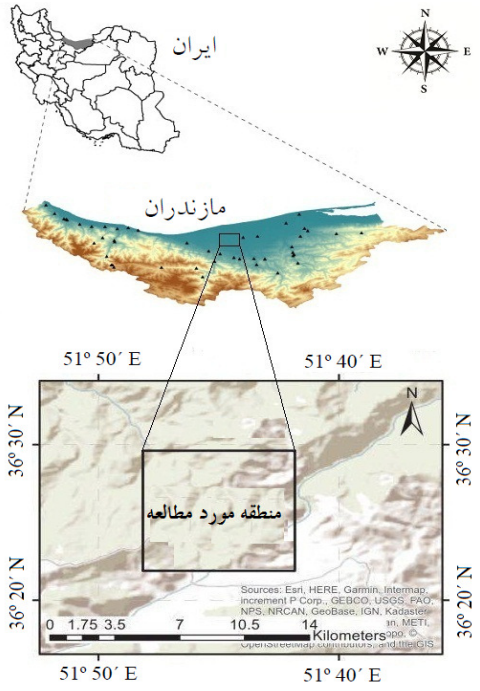
(۳) پوشش درختچه‌ای گالش‌انگور (*Ribes Uva – crispa* L.) با غالبیت بیش از ۸۰ درصد (مساحت حدود ۱۳ هکتار) و گونه‌های همراه (بین ۱ تا ۵ درصد) *Dactylis glomerata*، *Asperula glomerata* و *Lolium prenne*.

(۴) پوشش درختچه‌ای آلوچه‌وحشی (*Prunus spinosa* L.) با غالبیت بیش از ۸۰ درصد (مساحت حدود ۱۴ هکتار) و گونه‌های همراه (بین ۱ تا ۵ درصد) *Teucrium polium* و *Medicago sativa*.

(۵) پوشش مرتعی با غالبیت *Lecokia cretica* (Lam.) DC.، *Orchis mascula* L. و *Cardamine bulbifera* (L.) Crantz (به ترتیب ۴۰، ۲۵ و ۲۰ درصد) با مساحت حدود ۱۵ هکتار و گونه همراه (بین ۱ تا ۵ درصد) *Dactylis glomerata*.

(۶) پوشش مرتعی با غالبیت *Fragaria vesca* L. با پوشش بیش از ۸۵ درصد (مساحت حدود ۱۸ هکتار) و گونه همراه (بین ۱ تا ۵ درصد) *Asperula glomerata*.

تیپ‌های گیاهی فوق‌الذکر در مجاورت یکدیگر و در یک فاصله کمتر از ۶۰۰ متر از هم واقع شده‌اند.



شکل ۱: موقعیت منطقه مورد مطالعه در استان ماندران، شمال ایران.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-07]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1398.13.4.13.0]

روش نمونه‌برداری و تجزیه آزمایشگاهی خاک

پس از بازدید و شناسایی مناطق، بخش‌هایی از این اراضی انتخاب شد که به صورت پیوسته با هم بوده و حداقل اختلاف ارتفاع از سطح دریا (۲۱۳۴ – ۲۱۲۷ متر)، حداقل تغییر درصد (۱۰- ۸ درصد) و جهت شیب (شرقی- غربی) در آن‌ها مشاهده شود. در هر یک از اراضی مورد مطالعه پنج ترانسکت (به فاصله ۱۰۰ متر از همدیگر) به طول ۳۰۰ متر پیاده و نمونه‌های خاک در یک سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری در ابتدا، وسط و انتهای هر ترانسکت برداشت و در مجموع ۱۵ نمونه خاک از هر تیپ گیاهی به آزمایشگاه انتقال داده شد. یک بخش از نمونه‌های خاک جهت انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، پس از خشک شدن در هوای آزاد، از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شده و بخش دوم نمونه‌ها برای انجام آزمایش‌های میکروبی تا زمان آزمایش در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد. مشخصه‌های فیزیکی (شن، سیلت، رس و محتوی رطوبت)، شیمیایی (واکنش خاک، کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر قابل جذب و پتاسیم قابل جذب) و میکروبی (تنفس پایه، تنفس برانگیخته، زیتوده میکروبی کربن، زیتوده میکروبی نیتروژن و زیتوده میکروبی فسفر) با استفاده از روش‌های متداول و استاندارد آزمایشگاهی (۱ و ۱۳) مورد اندازه‌گیری و سنجش قرار گرفت.

همچنین برای محاسبه نرخ خالص آمونیفیکاسیون، نرخ خالص نیتریفیکاسیون و نرخ خالص معدنی‌شدن نیتروژن، از روش کیسه مدفون استفاده شد (۳۹). بدین ترتیب که طی یک فرآیند یک ماهه، در اولین زمان نمونه‌برداری (اول مرداد ماه)، از مجموع نمونه خاک‌های برداشت شده، برخی به آزمایشگاه منتقل شده و باقی‌مانده نمونه‌ها در همان زمان در داخل نایلون و در همان عمق مورد مطالعه مدفون شدند. در نهایت پس از گذشت سی روز، در دومین زمان نمونه‌برداری (اول شهریور ماه)، این نمونه‌ها نیز به آزمایشگاه انتقال داده شدند. فرآیند مشابه برای فصل پاییز (اول آبان – اول آذر) نیز انجام شد. سپس، ازت معدنی (آمونیوم و نیترات) برای تمام نمونه‌های متعلق به هر دو سری زمانی اندازه‌گیری شد. بدین منظور عصاره‌گیری خاک با روش هضم انجام و اندازه‌گیری آمونیوم به روش رنگ‌سنجی با معرف ایندوفنل و قرائت عصاره در طول موج ۶۳۶ نانومتر توسط دستگاه طیف‌سنج انجام (که اساس آن بر واکنش بین فنل و آمونیوم است) و اندازه‌گیری نیترات به روش کلریمتری در طول موج ۶۲۰ نانومتر توسط دستگاه طیف‌سنج صورت پذیرفت (۱۲). در نهایت نرخ خالص آمونیفیکاسیون (AR)، نرخ خالص نیتریفیکاسیون (NR) و نرخ خالص معدنی‌شدن نیتروژن (NMR) در بازه زمانی سی روز با استفاده از روابط ذیل (۲۱) محاسبه شد.

رابطه (۱)

$$AR = \frac{NH_4^+ - N_{i+1} - NH_4^+ - N_i}{t_{i+1} - t_i}$$

(رابطه (۲)

$$NR = \frac{NO_3^- - N_{i+1} - NO_3^- - N_i}{t_{i+1} - t_i}$$

(رابطه (۳)

$$NMR = \frac{NH_4^+ - N_{i+1} + NO_3^- - N_{i+1} - NH_4^+ - N_i + NO_3^- - N_i}{t_{i+1} - t_i}$$

تجزیه آماری داده‌ها

داده‌های جمع‌آوری شده در نرم‌افزار اکسل به عنوان بانک اطلاعات ذخیره شد. سپس به منظور تجزیه و تحلیل و همچنین مقایسه داده‌ها، ابتدا نرمال بودن آنها با آزمون کولموگروف‌اسمیرنوف و همگنی واریانس با آزمون لون، تست گردید. به منظور بررسی تفاوت یا عدم تفاوت مقادیر مشخصه‌های مختلف خاک در ارتباط با پوشش‌های مختلف اراضی، از تجزیه واریانس یکطرفه استفاده شد. همچنین، به منظور مطالعه پویایی غلظت‌های آمونیوم و نیترات خاک در تیپ‌های گیاهی مختلف، طرح اندازه‌های تکراری[1] مورد استفاده قرار گرفت. آزمون دانکن نیز به منظور مقایسه چندگانه میانگین بکار گرفته شد. کلیه تجزیه و تحلیل‌های آماری در بسته نرم‌افزاری SPSS نسخه ۲۰ انجام پذیرفت. همچنین به منظور انجام آنالیز چند متغیره و تعیین ارتباط مقادیر مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی با مشخصه‌های میکروبی و پویایی معدنی‌شدن نیتروژن خاک در پوشش‌های اراضی مورد مطالعه، تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) با ایجاد ماتریس حاصله در برنامه PC-ORD تحت Windows مورد بررسی قرار گرفت.

[4]-Repeated measure

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-07]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1398.13.4.13.0]

نتایج

مشخصه‌های خاک

مطابق با نتایج بیشترین مقدار مشخصه شن در پوشش مرتعی خالص و آمیخته و بیشترین مقادیر محتوی رس و رطوبت خاک در پوشش‌های درختچه‌ای ولیک و زرشک مشاهده شد. محتوی سیلت و کربن آلی خاک در پوشش‌های مختلف اراضی تفاوت‌های آماری معنی‌داری را نشان نداد، در حالی که پوشش درختچه‌ای ولیک بطور معنی‌داری منجربه افزایش مقادیر مشخصه‌های اسیدیته (pH)، نیتروژن کل، فسفر و پتاسیم قابل جذب خاک شد. بالاترین مقادیر مشخصه نسبت کربن به نیتروژن خاک نیز به پوشش‌های اراضی مرتع آمیخته، مرتع خالص و آلوچه وحشی اختصاص داشت (جدول ۱).

فعالیت‌های میکروبی و پویایی معدنی‌شدن نیتروژن خاک

مشخصه‌های میکروبی کربن، نیتروژن و فسفر تحت تأثیر پوشش‌های اراضی تفاوت‌های آماری معنی‌داری را نشان دادند. پوشش درختچه‌ای زرشک دارای بیشترین مقادیر تنفس پایه و برانگیخته خاک بوده، در حالی که زیتوده میکروبی کربن خاک در اراضی درختچه‌زار زرشک، ولیک و گالش انگور دارای بالاترین مقادیر بوده‌اند. بیشترین مقادیر مشخصه‌های زیتوده میکروبی نیتروژن و فسفر به خاک پوشش درختچه‌ای ولیک اختصاص داشته در حالی که مرتع خالص دارای بالاترین مقادیر نسبت زیتوده‌های میکروبی کربن/ فسفر و نیتروژن/ فسفر بوده‌اند. کمترین مقدار مشخصه زیتوده میکروبی کربن/ نیتروژن نیز به پوشش درختچه‌ای ولیک اختصاص داشته است (جدول ۲).

پویایی غلظت‌های آمونیوم و نیترات خاک حاکی از آنست که پوشش‌های درختچه ای نقش مؤثرتری در معدنی‌سازی نیتروژن خاک داشته و با تغییر ماههای مرداد تا آذر، غلظت‌های این دو مشخصه نیتروژن معدنی روندهای متفاوتی را نشان داده‌اند (شکل ۲). در فصل تابستان، نرخ آمونیفیکاسیون خاک در پوشش‌های درختچه‌ای ولیک و زرشک بطور معنی‌داری بیشتر از سایر پوشش‌های اراضی مورد مطالعه بوده در حالی که نرخ نیتریفیکاسیون و معدنی‌شدن خالص نیتروژن تفاوت آماری معنی‌داری را نشان نداد. در فصل پاییز، بیشترین مقادیر نرخ آمونیفیکاسیون خاک در پوشش‌های ولیک، زرشک و گالش انگور مشاهده شد، در حالی که پوشش‌های مرتعی آمیخته و خالص دارای بالاترین مقادیر نرخ نیتریفیکاسیون بوده‌اند. نرخ خالص معدنی‌شدن نیتروژن خاک تفاوت‌های آماری معنی‌داری را در بین پوشش‌های اراضی مورد مطالعه در فصل پاییز نشان نداد (جدول ۳). تجزیه به مؤلفه‌های اصلی حاکی از آنست که پوشش‌های درختچه‌ای، بویژه ولیک و زرشک، دارای فعالیت‌های میکروبی بیشتر و معدنی‌شدن بالاتر نیتروژن خاک می‌باشند که در ارتباط با مقادیر بالاتر مشخصه‌های رس، رطوبت، حاصل‌خیزی خاک تحت این پوشش‌های اراضی می‌باشند، در حالی که پوشش‌های مرتعی خالص و آمیخته بطور کلی دارای فعالیت‌های میکروبی و فرآیند معدنی‌شدن کندتری می‌باشند که به دلیل مقادیر پایین‌تر مشخصه‌های رس، رطوبت و حاصل‌خیزی خاک می‌باشند (شکل ۳).

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-07]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1398.13.4.13.0]

جدول ۱: میانگین (± اشتباه معیار) مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در پوشش‌های مختلف اراضی

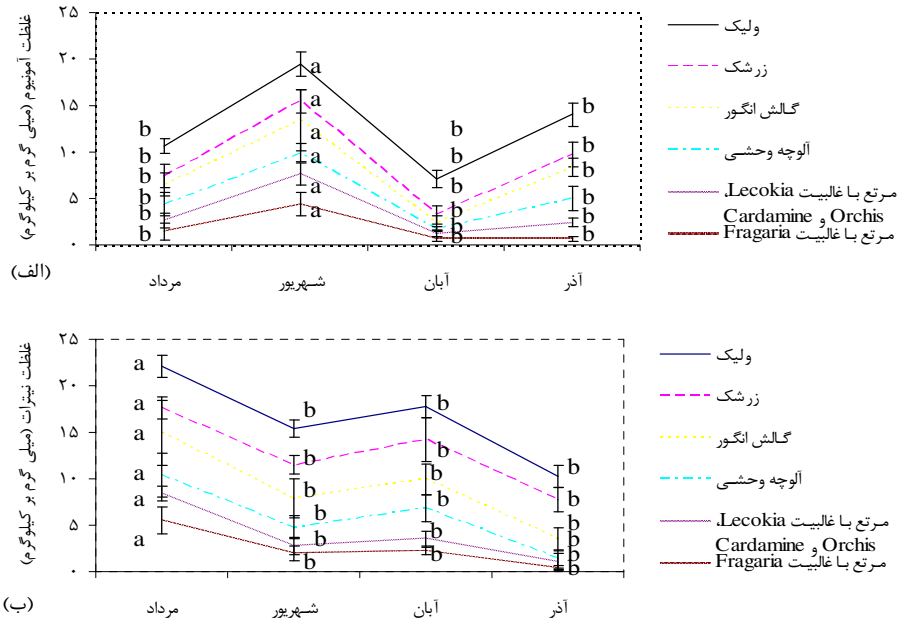
مشخصه	پوشش اراضی						خلاصه ANOVA		
	ولیک	زرشک	گالش انگور	آلوچه وحشی	مرتع با غالبیت *Orchis ،Lecokia* و *Cardamine*	مرتع با غالبیت *Fragaria*	مقدار F	معنی‌داری
شن (درصد)	۲۱/۰±۰۶/۶۸ d	۲۲/۰±۵۳/۹۷ cd	۲۵/۰±۰۶/۹۷ bc	۲۷/۱±۲۰/۲۴ b	۳۴/۱±۸۰/۶۷ a	۳۷/۱±۸۶/۶۴ a	۲۹/۳۶۵	۰/۰۰۰
سیلت (درصد)	۳۹/۱±۸۰/۵۵	۴۱/۱±۲۰/۲۷	۴۲/۱±۰۰/۹۱	۴۳/۱±۲۶/۶۲	۴۰/۲±۵۳/۳۷	۳۹/۱±۴۶/۷۲	۰/۶۴۴	۰/۶۶۶
رس (درصد)	۳۹/۱±۱۳/۳۹ a	۳۶/۰±۲۶/۹۳ a	۳۲/۱±۹۳/۱۶ b	۲۹/۰±۵۳/۷۲ c	۲۴/۱±۶۶/۰۹ d	۲۲/۰±۶۶/۷۴ d	۳۸/۹۴۰	۰/۰۰۰
محتوی رطوبت(٪)	۲۲/۰±۱۱/۶۸ a	۲۱/۰±۴۵/۶۸ a	۱۷/۱±۸۴/۰۱ b	۱۶/۰±۰۸/۶۰ bc	۱۵/۰±۵۲/۴۱ c	۱۰/۰±۷۵/۵۲ d	۳۸/۱۹۹	۰/۰۰۰
اسیدیته (pH)	۶/۰±۹۹/۰۷ a	۶/۰±۱۵/۱۲ d	۶/۰±۲۹/۰۹ cd	۶/۰±۴۲/۱۱ bcd	۶/۰±۵۹/۱۳ bc	۶/۰±۷۵/۱۴ ab	۶/۹۹۶	۰/۰۰۰
کربن آلی (درصد)	۴/۰±۰۸/۲۹	۴/۰±۲۰/۳۵	۳/۰±۷۳/۳۳	۳/۰±۸۲/۲۶	۳/۰±۵۶/۲۹	۳/۰±۱۹/۲۱	۱/۵۲۸	۰/۱۹۰
نیتروژن کل (٪)	۰/۰±۴۰/۰۲ a	۰/۰±۳۷/۰۲ ab	۰/۰±۳۲/۰۲ b	۰/۰±۲۶/۰۱ c	۰/۰±۲۳/۰۲ c	۰/۰±۲۱/۰۱ c	۱۶/۱۰۹	۰/۰۰۰
نسبت کربن به نیتروژن	۹/۰±۹۶/۳۶ c	۱۱/۰±۲۴/۴۷ bc	۱۱/۰±۳۷/۴۳ b	۱۴/۰±۴۱/۶۰ a	۱۵/۰±۶۵/۴۱ a	۱۴/۰±۹۷/۵۰ a	۲۴/۸۵۵	۰/۰۰۰
فسفر قابل جذب (mg/kg)	۳۱/۲±۶۵/۱۸ a	۲۶/۱±۷۷/۳۱ b	۲۱/۱±۹۸/۱۹ c	۱۷/۱±۸۰/۰۸ d	۱۵/۰±۲۵/۷۱ d	۱۴/۰±۹۷/۸۲ d	۲۶/۳۴۲	۰/۰۰۰
پتاسیم قابل جذب (mg/kg)	a۳۲۹/۶±۶۷/۹۶	۳۰۴/۵±۰۰/۸۴a	۲۵۸/۱۰±۲۰/۶۸ b	۲۰۵/۱۱±۲۷/۸۷c	۱۸۶/۱۷±۹۳/۰۸ c	۱۸۰/۱۲±۴۰/۴۰c	۳۰/۵۳۹	۰/۰۰۰

جدول ۲: میانگین (± اشتباه معیار) مشخصه‌های میکروبی کربن، نیتروژن و فسفر خاک در پوشش‌های مختلف اراضی

مشخصه	پوشش اراضی						خلاصه ANOVA	
	ولیک	زرشک	گالش انگور	آلوچه وحشی	مرتع با غالبیت *Orchis ،Lecokia* و *Cardamine*	مرتع با غالبیت *Fragaria*	مقدار F	معنی‌داری
تنفس پایه (میلی‌گرم دی اکسید کربن در گرم خاک در روز)	۰/۰±۱۸/۰۹ b	۰/۰±۲۲/۰۱ a	۰/۰±۱۵/۰۱ bc	۰/۰±۱۲/۰۱ c	۰/۰±۰۵/۰۰ d	۰/۰±۰۳/۰۰d	۴۲/۱۸۰	۰/۰۰۰
تنفس برانگیخته (میلی‌گرم دی اکسید کربن در گرم خاک در روز)	۰/۰±۹۲/۱۱ ab	۱/۰±۰۳/۰۸ a	۰/۰±۷۹/۰۶ b	۰/۰±۷۲/۰۷ b	۰/۰±۴۹/۰۵ c	۰/۰±۱۵/۰۶d	۴۲/۹۸۲	۰/۰۰۰
زیتوده میکروبی کربن (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۱۸/۱۸±۱۹/۸۰ a	۱۹/۱۸±۱۷/۳۹ a	۱۷۳/۹±۲۴/۹۹ a	۱۳/۱۱±۲۴/۵۴ b	۸۱/۳±۵۶/۴۱ c	۶۵/۳±۲۷/۲۸ c	۳۲/۹۷۶	۰/۰۰۰
زیتوده میکروبی نیتروژن (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۲۵/۲±۸۲/۰۶ a	۲۱/۱±۰۳/۱۵ b	۱۸/۰±۵۵/۳۴ b	۱۴/۱±۵۳/۱۴ c	۸/۰±۵۷/۲۵ d	۶/۰±۵۰/۳۱d	۱۰۵/۷۳۴	۰/۰۰۰
زیتوده میکروبی کربن / نیتروژن	۷/۰±۰۵/۵۶ b	۹/۰±۱۴/۴۴ a	۹/۰±۳۷/۵۴ a	۹/۰±۴۴/۳۴a	۹/۰±۵۳/۳۴ a	۱۰/۰±۰۷/۳۰ a	۸/۸۲۴	۰/۰۰۰
زیتوده میکروبی فسفر (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۳۲/۳±۲۶/۰۵ a	۲۲/۱±۷۳/۶۷ b	۱۶/۱±۶۰/۰۳ c	۱۳/۱±۲۰/۰۶cd	۹/۰±۴۰/۸۴ d	۴/۰±۲۶/۴۷e	۷۲/۲۸۹	۰/۰۰۰
زیتوده میکروبی کربن / فسفر	۷/۱±۰۶/۳۷ b	۹/۰±۱۵/۹۷ b	۱۰/۰±۶۹/۵۹ b	۱۱/۱±۰۰/۱۴ b	۹/۰±۵۷/۹۴ b	۱۹/۲±۲۱/۹۶ a	۱۹/۵۴۱	۰/۰۰۰
زیتوده میکروبی نیتروژن / فسفر	۰/۰±۹۵/۱۵ b	۰/۰±۹۹/۰۸ b	۱/۰±۱۷/۰۷ b	۱/۰±۱۸/۱۱ b	۱/۰±۰۰/۰۸ b	۱/۰±۸۹/۲۷a	۱۴/۱۳۱	۰/۰۰۰

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-07]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1398.13.4.13.0]



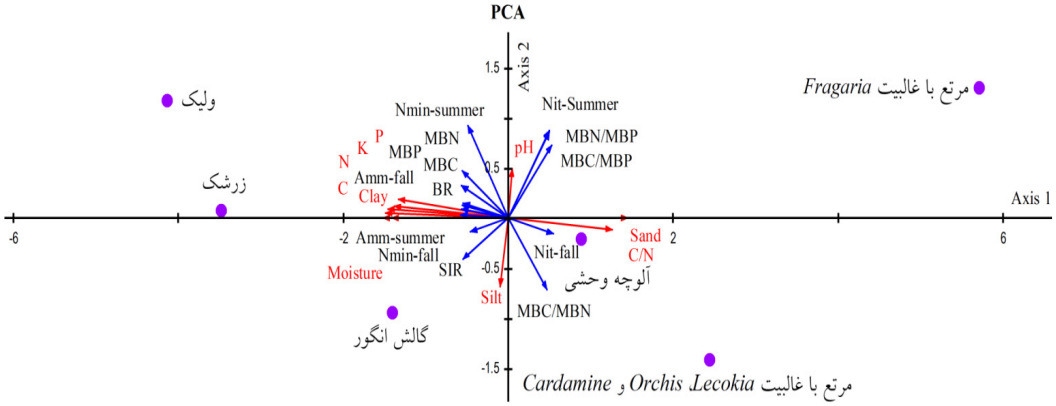
شکل ۲: پویایی غلظت‌های آمونیوم (مقدار F = ۳/۴۵ و معنی‌داری = ۰/۰۳۰)و نیترات (مقدار F = ۸/۳۲ و معنی‌داری = ۰/۰۵۰) خاک در پوشش‌های مختلف اراضی.

جدول ۳: پویایی (میانگین± اشتباه معیار) نرخ‌های خالص آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون و معدنی‌شدن نیتروژن خاک در پوشش‌های مختلف اراضی

مشخصه	پوشش اراضی							خلاصه ANOVA		
	ولیک	زرشک	گالش انگور	آلوچه وحشی	مرتع با غالبیت *Lecokia*، *Orchis* و *Cardamine*	مرتع با غالبیت *Fragaria*	مقدار F	معنی-داری
نرخ خالص آمونیفیکاسیون تابستان (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)	۰/۰±۲۹/۰۳ a	۰/۰±۲۶/۰۳ a	۰/۰±۲۲/۰۳ ab	۰/۰±۱۸/۰۲ b	۰/۰±۱۶/۰۱ bc	۰/۰±۰۹/۰۱ c	۶/۷۶۷	۰/۰۰۰
نرخ خالص نیتریفیکاسیون تابستان (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)	-۰/۰±۲۲/۰۵	-۰/۰±۲۰/۰۳	-۰/۰±۲۳/۰۳	-۰/۰±۱۸/۰۲	-۰/۰±۱۹/۰۲	-۰/۰±۱۱/۰۲	۱/۵۵۹	۰/۱۸۱
نرخ خالص معدنی‌شدن نیتروژن تابستان (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)	۰/۰±۰۷/۰۱	۰/۰±۰۶/۰۱	-۰/۰±۰۰/۰۰	-۰/۰±۰۰/۰۰	-۰/۰±۰۲/۰۰	-۰/۰±۰۱/۰۰	۰/۷۹۸	۰/۵۵۴
نرخ خالص آمونیفیکاسیون پاییز (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)	۰/۰±۲۳/۰۳ a	۰/۰±۲۱/۰۱ a	۰/۰±۱۹/۰۱ a	۰/۰±۱۱/۰۱ b	۰/۰±۰۴/۰۰ c	۰/۰±۰۰/۰۰ c	۲۵/۴۶۲	۰/۰۰۰
نرخ خالص نیتریفیکاسیون پاییز (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)	-۰/۰±۲۴/۰۳ b	b -۰/۰±۲۱/۰۳	-۰/۰±۲۱/۰۱ b	-۰/۰±۱۷/۰۱ b	-۰/۰±۰۸/۰۰ a	-۰/۰±۰۶/۰۰ a	۹/۸۷۳	۰/۰۰۰
نرخ خالص معدنی‌شدن نیتروژن پاییز (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)	-۰/۰±۰۱/۰۰	-۰/۰±۰۰/۰۰	-۰/۰±۰۱/۰۱	-۰/۰±۰۶/۰۲	-۰/۰±۰۴/۰۱	-۰/۰±۰۵/۰۰	۰/۹۰۷	۰/۴۸۱

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-07]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1398.13.4.13.0]



شکل ۳: توزیع مکانی پوشش‌های اراضی، مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی، میکروبی و پویایی معدنی‌شدن نیتروژن خاک در تحلیل PCA (مؤلفه اول: مقدار ویژه = ۱۱/۷۶، درصد واریانس متناظر با عامل = ۸۶/۰۱، درصد واریانس تجمعی = ۸۶/۰۱ و مؤلفه دوم: مقدار ویژه = ۱/۰۰، درصد واریانس متناظر با عامل = ۷/۱۷، درصد واریانس تجمعی = ۹۱/۱۸).

بحث و نتیجه‌گیری

فعالیت‌های میکروبی خاک

با توجه به نقش اساسی میکروارگانیسم‌های خاک‌زی در چرخه کربن، نیتروژن و عناصر غذایی، همچنین حساسیت آن‌ها نسبت به تغییرات شرایط خاک، فعالیت‌های میکروبی خاک در رویشگاه‌های طبیعی به عنوان شاخص‌های عملکردی خاک معرفی شده‌اند (۲۷). هم‌راستا با بررسی‌های پیشین (۴ و ۲۴)، نتایج پژوهش حاضر نشان داد که تغییر نوع پوشش‌های گیاهی اراضی اثرات قابل ملاحظه‌ای بر ویژگی‌های خاک، بویژه مشخصه‌های میکروبی و بیوشیمی لایه بالایی خاک دارند. با توجه به نتایج حاصل از تنفس میکروبی (تنفس پایه و تنفس برانگیخته) در رویشگاه‌های مختلف، می‌توان این احتمال را مطرح کرد که فعالیت میکروارگانیسم‌های دخیل در تجزیه مواد آلی در اکوسیستم‌های مورد مطالعه متفاوت می‌باشند. در همین راستا، بای[1] و همکاران (۲۰۰۸) اشاره داشتند که درصد بالایی از میزان انتشار دی اکسید کربن در نتیجه فعالیت‌های تجزیه‌ای میکروارگانیسم‌های خاک رخ می‌دهد و طی این عمل ماده آلی خاک توسط میکروارگانیسم‌ها مصرف می‌شود (۳). بنابراین پوشش‌های مختلف اراضی می‌توانند با تغییر در کمیت و کیفیت مواد آلی و سایر عوامل بر روی جمعیت میکروارگانیسم‌های خاک به عنوان اصلی‌ترین منبع تجزیه و انتشار دی‌اکسید کربن اثرگذار باشند (۸). پارامترهای بسیاری می‌توانند بر فعالیت‌های میکروبی خاک اثرگذار باشند، به‌طوری‌که نتایج بسیاری از پژوهش‌ها حاکی از آن است که افزایش مقدار رس و رطوبت، افزایش مقدار نیتروژن، حاصل‌خیزی و کاهش نسبت کربن به نیتروژن خاک، سبب افزایش فعالیت میکروبی (تنفس پایه و برانگیخته) می‌شوند (۴، ۲۶ و ۲۷). در همین راستا، نتایج پژوهش حاضر بیانگر افزایش میزان تنفس میکروبی خاک تحت پوشش‌های درختچه‌ای در مقایسه با پوشش‌های علفی (مرتعی) می‌باشد.

همچنین افزایش مشخصه‌های حاصل‌خیزی (نیتروژن، فسفر و پتاسیم) خاک تحت پوشش‌های درختچه‌ای در مقایسه با مراتع غیرمشجر می‌تواند دلیل افزایش سطح مقادیر زیتوده‌های میکروبی کربن، نیتروژن و فسفر خاک در این رویشگاه‌ها باشد (۲). با توجه به مطالعات انجام شده، زیتوده‌های میکروبی خاک تا حد زیادی به کمیت و کیفیت مواد آلی خاکی (به عنوان منبع انرژی) بستگی دارد، بنابراین کاهش کربن آلی خاک منجر به کاهش زیتوده میکروبی می‌شود (۹). بدین ترتیب، مقادیر بالاتر زیتوده‌های میکروبی در رویشگاههای ولیک و زرشک در مقایسه با سایر رویشگاه‌ها عمدتاً به دلیل دسترسی بیشتر به مواد آلی در این رویشگاه مربوط می‌باشند، که هم‌راستا با یافته‌های وانگ

[1]-Bai

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-07]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1398.13.4.13.0]

و وانگ[1] (۲۰۰۷) می‌باشد (۴۰). با توجه به نتایج این پژوهش، نسبت زیتوده میکروبی کربن به فسفر (MBC/MBP) و زیتوده میکروبی نیتروژن به فسفر (MBN/MBP) تغییرات بیشتری در مقایسه با نسبت زیتوده میکروبی کربن به نیتروژن (MBC/MBN) نشان داد، که مطابق با مشاهدات جوئرگنسن[2] (۲۰۱۰) در خاک تحت پوشش‌های گیاهی مختلف می‌باشد (۱۴). این موضوع می‌تواند به دلیل تغییرات نسبتاً وسیع زیتوده میکروبی فسفر در مقایسه با زیتوده میکروبی نیتروژن در بین پوشش‌های مرتعی مشجر و غیرمشجر باشد. اگرچه کلولند و لیپتزین[3] (۲۰۰۷) نتایج متناقضی گزارش کردند که مقادیر تقریباً یکنواختی از نسبت زیتوده میکروبی کربن به فسفر در خاک وجود دارد، تغییرات این مشخصه احتمالاً می‌تواند به دلیل ظرفیت قارچ‌ها و باکتری‌ها در ذخیره‌سازی بیش از حد فسفر در قالب سلول‌های داخلی پلی فسفات و اجزای دیواره سلولی باشد، که در مواقع محدودیت فسفر از آن استفاده می‌کنند (۲۵). همچنین ممکن است که بازگشت فسفر معدنی و فسفر آلی به خاک از طریق ورود لاشبرگ‌ها، نسبت زیتوده میکروبی کربن به نیتروژن و همچنین زیتوده میکروبی نیتروژن به فسفر خاک را در درختچه‌زارها در مقایسه با پوشش‌های مرتعی غیرمشجر به طور قابل ملاحظه‌ای کاهش داده باشد (۲۳).

پویایی معدنی‌شدن نیتروژن خاک

تحت پوشش‌های مختلف اراضی، تغییرات غلظت آمونیوم خاک از مرداد تا شهریور روند افزایشی، از شهریور تا آبان روند کاهشی و مجددا از آبان تا آذرماه روند افزایشی را نشان داد. در حالی که تغییرات غلظت نیترات خاک از مرداد تا شهریور روند کاهشی، سپس از شهریور تا آبان روند افزایشی و سپس از آبان تا آذر روند کاهشی نشان داد. تغییرات غلظت‌های آمونیم و نیترات خاک در فصول تابستان و پاییز تحت پوشش‌های مختلف اراضی می‌تواند تحت تأثیر فرآیندهایی مانند آبشویی، جذب گیاهی و یا تبخیر باشد (۳۸). همچنین، به دلیل وجود پوشش‌های گیاهی متراکم‌تر (بواسطه حضور گونه‌های درختچه‌ای) در مراتع مشجر میزان آبشویی بخش معدنی نیتروژن خاک کمتر بوده و همین موضوع منجربه تجمع بیشتر آمونیوم و نیترات در خاک مراتع مشجر در مقایسه با مراتع غیرمشجر شده است (۱۲).

نرخ آمونیفیکاسیون، در هر دو فصول تابستان و پاییز، در پوشش‌های درختچه‌ای بیشتر از اراضی غیرمشجر بوده است. این نرخ، تحت تأثیر پارامترهایی نظیر pH، نسبت کربن به نیتروژن و عناصر غذایی خاک قرار دارد (۲۰). همچنین، مقدار pH در واکنش نیتریفیکاسیون بسیار اهمیت دارد چرا که نرخ نیتریفیکاسیون در محیط‌هایی با pH کمتر از ۷ به سرعت کاهش می‌یابد (۲۰). غلظت پایین نیتروژن هم عامل دیگر کاهش نرخ نیتریفیکاسیون تلقی می‌شود (۷). در هر حال با توجه به حساسیت بیشتر نیترات (در مقایسه با آمونیوم) به فرآیند آبشویی، لذا نرخ نیتریفیکاسیون خاک تحت پوشش‌های اراضی مورد مطالعه در فصل تابستان تفاوت معنی‌داری را ایجاد نکرده است، در حالی که در فصل پاییز به واسطه بارش‌های پاییزه تغییرات نرخ خالص نیتریفیکاسیون بیشتر بوده و تفاوت‌های آماری معنی‌داری در پوشش‌های اراضی مورد مطالعه ایجاد کرده است که با یافته‌های یان[4] و همکاران (۲۰۰۸) همسو می‌باشد (۴۱). مطابق با نتایج تحقیق حاضر نرخ معدنی‌شدن نیتروژن خاک در پوشش‌های اراضی ولیک و زرشک در فصل تابستان مثبت بوده در حالی که در سایر پوشش‌های اراضی و همچنین در فصل پاییز مقادیر عددی منفی مشاهده شد. در هر حال با توجه به عدم معنی‌داری این مشخصه در رویشگاههای مورد مطالعه، به نظر می‌رسد پوشش‌های مختلف گیاهی از نظر پتانسیل معدنی‌شدن نیتروژن خاک دارای شرایط تقریباً مشابهی می‌باشند.

نوع پوشش‌های گیاهی می‌تواند اثرات متفاوتی بر شاخص‌های کیفی و سلامت خاک داشته باشد. در همین راستا، نتایج پژوهش حاضر بیانگر وجود تفاوت‌های آماری معنی‌داری در اثرگذاری پوشش‌های درختچه‌ای و علفی رویشگاههای مرتعی (مراتع مشجر و غیر مشجر) می‌باشد. بر اساس نتایج این تحقیق، پوشش‌های درختچه‌ای (به‌ویژه ولیک و زرشک) دارای فعالیت‌های میکروبی بیشتر، نرخ

[1]-Wang and Wang
[2]-Joergensen
[3]-Cleveland and Liptzin
[4]-Yan

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-07]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1398.13.4.13.0]

خالص آمونیفیکاسیون (در فصل تابستان) و نیتریفیکاسیون (هر دو فصل تابستان و پاییز) بالاتری می‌باشند که در ارتباط با مقادیر بالاتر مشخصه‌های رس، رطوبت، حاصل‌خیزی خاک تحت این پوشش‌های اراضی می‌باشند. در حالی که پوشش‌های مرتعی (خالص و آمیخته)، به‌طور کلی دارای فعالیت‌های میکروبی و فرآیند معدنی‌شدن کندتری می‌باشند. با توجه به اینکه بررسی و مطالعه ویژگی‌های خاک تحت پوشش‌های گیاهی مختلف در ارتفاعات مناطق ییلاقی، که غالباً به عنوان اکوسیستم‌های شکننده و حساس به شمار می‌آیند، کمتر مورد توجه قرار گرفته و اطلاعات چندانی وجود ندارد، لذا نتایج این پژوهش می‌تواند اطلاعات ارزشمندی را در خصوص وضعیت اکولوژیکی و چرخه عناصر غذایی در این رویشگاه‌ها فراهم آورد.

References

1. Aliasgharzade, N., 2010. Laboratory methods in soil biology. Tabriz Univ. Press, 522p. (In Persian).
2. Aponte, C., L. V. García & T. Marañón, 2013. Tree species effects on nutrient cycling and soil biota: a feedback mechanism favoring species coexistence. Forest Ecology and Management, 309: 36-46.
3. Bai, Z. G., D. L. Dent, L. Olsson & M. E. Schaepman, 2008. Global assessment of land degradation and improvement: 1. identification by remote sensing (No. 5). ISRIC-World Soil Information.
4. Bárcena, T. G., L. P. Kiær, L. Vesterdal, H. M. Stefánsdóttir, P. Gundersen & B. Sigurdsson, 2014. Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: a meta-analysis. Global Change Biology, 20: 2393-2405.
5. Beheshti Al-Agha, A., F. Raeisi & A. Golchin, 2011. The effect of land use change from pasture to arable land on soil microbiological and biochemical indices in Kangavar, Dehno and Soltanieh. Water and Soil Journal, 25: 548-562. (In Persian)
6. Brown, L. R., 2002. World's rangelands deteriorating under mounting pressure. Earth Policy, 6: 599-622.
7. Burns D. A. & P. S. Murdoch., 2005 Effects of a clear-cut on the net rates of nitrification and N mineralization in a northern hardwood forest. Catskill Mountains, New York, USA. Biogeochemistry, 72:123-146 .
8. Burton, J., C. Chen, Z. Xu & H. Ghadiri, 2010. Soil microbial biomass, activity and community composition in adjacent native and plantation forests of subtropical Australia. Journal of Soils and Sediments, 10: 1267-1277.
9. Chen, T. H., C. Y. Chiu & G. Tian, 2005. Seasonal dynamics of soil microbial biomass in coastal sand dune forest. Pedobiologia, 49: 645-653.
10. Cleveland, C. C. & D. Liptzin, 2007. C: N: P stoichiometry in soil: is there a “Redfield ratio” for the microbial biomass? Biogeochemistry, 85: 235-252.
11. Farhadifar, A., 2018. The effect of different vegetation types on the fractions of soil carbon and nitrogen in Kojur region of Nowshahr. M. Sc. thesis of Range Management, Tarbiat Modares University, 93p. (In Persian)
12. Giardina, C. P., M. G. Rayan, M. Hubbard & D. Binkley, 2001. Tree species and soil textural control on carbon and nitrogen mineralization. Soil Science, 65: 1272-1279.
13. Jafari Haghighi, M., 2003. Soil analysis methods (sampling and important physical and chemical analysis). Nedaye Zohi Publications, 236 p. (In Persian)
14. Joergensen, R. G., 2010. Organic matter and micro-organisms in tropical soils. In Soil biology and agriculture in the tropics (pp. 17-44). Springer, Berlin, Heidelberg.
15. Kiani, F., A. Jalalian, A. Pashayee & H. Khademi, 2006. The role of deforestation, grazing and rangeland degradation on soil quality indices in Loose lands of Golestan Province. Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, 11: 453-463. (In Persian)
16. Kooch, Y. & N. Noghre, 2019. The effect of forest, rangeland and crop coverings on microbial properties and soil enzymatic activities. Water and Soil Conservation Researches, In Press. (In Persian)
17. Kooch, Y., R. Sanji & M. Tabari, 2018. Increasing tree diversity enhances microbial and enzyme activities in temperate Iranian forests. Trees, 32: 809-822.
18. Lakzian, A., 2007. Soil microbiology, Firdausi University Publication, 135 p. (In Persian)
19. Lebauer, D. S. & K. K. Tereseder, 2008. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystem is globally distributed. Ecology, 89: 371–379.
20. Lee, C. H., 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems. Engineering in Life Sciences, 9: 11–22.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-07]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1398.13.4.13.0]

21. Li, M., X. Zhaou, Q. Zhang & X. Cheng, 2014. Consequences of afforestation for soil nitrogen dynamics in central China. Agriculture, Ecosystems and Environment, 183: 40-46.
22. Lovett, G., K. Weathers, M. Arthur & J. Schultz, 2004. Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: Do species matter? Biogeochemistry, 67: 289-308.
23. Muhammad, S., T. Müller & R. G. Joergensen, 2007. Compost and P amendments for stimulating microorganisms and maize growth in a saline soil from Pakistan in comparison with a nonsaline soil from Germany. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 170: 745-752.
24. Nave, L. E., C. W. Swanston, U. Mishra & J. J. Nadelhoffer, 2013. Afforestation effects on soil carbon storage in the United States: a synthesis. Soil Science Society of America Journal, 77: 1035-1047.
25. Oberson, A. & E. J. Joner, 2005. Microbial turnover of phosphorus in soil. In organic phosphorus in the environment (pp. 133-164). CABI Publishing.
26. Osono, T., J. I. Azuma & D. Hirose, 2014. Plant species effect on the decomposition and chemical changes of leaf litter in grassland and pine and oak forest soils. Plant and Soil, 376: 411-421.
27. Pabst, H., A. Kühnel & Y. Kuzyakov, 2013. Effect of land-use and elevation on microbial biomass and water extractable carbon in soils of Mt. Kilimanjaro ecosystems. Applied Soil Ecology, 67: 10-19.
28. Piri Sahragard, H. & J. Piri, 2016. Spatial structure analysis of some soil properties using geostatistical Method (Case Study: West Taftan Rangelands, Khash County). Rangeland, 10: 224-236. (In Persian)
29. Schoenholtz, S. H., H. Van Miegroet & J. A. Burger, 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. Forest Ecology and Management, 138: 335-356.
30. Schuman, G.E., H.H. Janzen & J. E. Herrick, 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. Environmental Pollution, 116: 391-396.
31. Sheiday Korjej, A., A. Sepehri, H. Barani & J. Motamedi, 2017. The relationship between soil organic carbon storage and some soil properties in East Azerbaijan Rangelands. Rangeland, 11: 125-138. (In Persian)
32. Soori, M., N. Kamali & P. Ashori, 2019. Effect of livestock grazing intensity on carbon dioxide emissions (Qushchi rangelands of Urmia). Journal of Rangeland, 13: 113-124. (In Persian)
33. Stavi, I., 2019. Wildfires in grasslands and shrublands: a review of impacts on vegetation, soil, hydrology, and geomorphology. Water 2019, 11, 1042; doi: 10.3390/w11051042.
34. Stroud, J. L., 2019. Soil health pilot study in England: outcomes from a non-farm earthworm survey. PLOSONE| https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203909.
35. Tripathi, S. K., A. Sumida, H. Shibata, S. Uemura & T. Ono, 2005. Growth and substrate quality of fine root and soil nitrogen availability in a young Betula ermanii forest of northern Japan: Effect of the removal of understory dwarf bamboo. Forest Ecology and Management, 212: 278-290.
36. Uri, V., K. Lohmus & H. Tullus, 2003. Annual net nitrogen mineralization in a grey alder (*Alnus incana* (L.) moench) plantation on abandoned agricultural land. Forest Ecology and Management, 184: 167–176.
37. Vanayee, F., P. Karami, H. Joneidi Jafari & K. Nabiollahi, 2016. Simulation of soil organic carbon dynamics in grassland ecosystems under different management conditions using Century model. Rangeland, 10: 439-449. (In Persian)
38. Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the Total Environment, 380: 48–65.
39. Wang, C., X. Han & X. Xing, 2010. Effects of grazing exclusion on soil net nitrogen mineralization and nitrogen availability in a temperate steppe in Northern China. Journal of Arid Environments, 74: 1287-1293.
40. Wang, Q. K. & S. L. Wang, 2007. Soil organic matter under different forest types in Southern China. Geoderma, 142: 349-356.
41. Yan, E. R., X. H. Wang, J. J. Huang, G. Y. Li & W. Zhou, 2008. Decline of soil nitrogen mineralization and nitrification during forest conversion of evergreen broad-leaved forest to plantations in the subtropical area of Eastern China. Biogeochemistry, 89: 239–251.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-07]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1398.13.4.13.0]