

## اثر نوع پوشش گیاهی بر فعالیت‌های میکروبی و پویایی معدنی شدن نیتروژن خاک در مرتع مشجر و غیرمشجر البرز مرکزی

نیلوفر نقره<sup>۱</sup> و یحیی کوچ<sup>۲\*</sup>

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 معدنی شدن نیتروژن خاک، شش نوع تیپ گیاهی شامل: (۱) پوشش درختچه‌ای سرخهولیک (*Crataegus microphylla* C. Koch.), (۲) پوشش درختچه‌ای زرشک آلوچه‌وحشی (*Ribes Uva – crispa* L.), (۳) پوشش درختچه‌ای گالش‌انگور (*Berberis integrifolia* Bunge.) و *Orchis mascula* L., *Lecokia cretica* (Lam.) DC. (۴) پوشش مرتعی با غالبیت (*Prunus spinosa* L.) و *Cardamine bulbifera* (L.) Crantz (۵) پوشش مرتعی با غالبیت (*Fragaria vesca* L.) در رویشگاه بیلاقی دیاکوه، جنوب‌شرقی شهرستان نوشهر، مورد توجه قرار گرفت. در مجموع ۱۵ نمونه خاک از هر تیپ گیاهی به آزمایشگاه انتقال داده شد و مشخصه‌های فیزیکوشیمیابی، فعالیت‌های میکروبی (تنفس پایه، برانگیخته و زیستده‌های میکروبی کربن، نیتروژن و فسفر) و پویایی معدنی شدن نیتروژن (نرخ‌های خالص آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون و معدنی شدن 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) بالاتر می‌باشد که در ارتباط با مقادیر بالاتر مشخصه‌های رس، رطوبت، حاصل خیزی خاک تحت این پوشش‌های اراضی می‌باشند. در حالی که مرتع غیرمشجر بطور کلی دارای فعالیت‌های میکروبی و فرآیند معدنی شدن کندتری می‌باشند. نتایج این پژوهش می‌تواند اطلاعات ارزشمندی را در خصوص وضعیت اکولوژیکی و چرخه عناصر غذایی تحت پوشش‌های گیاهی مختلف در ارتفاعات مناطق بیلاقی فراهم آورد.

**واژه‌های کلیدی:** رویشگاه بیلاقی، گونه گیاهی، آمونیوم‌سازی، نیترات‌سازی، نرخ خالص معدنی شدن نیتروژن.

<sup>۱</sup>- دانشجوی کارشناسی ارشد علوم و مهندسی مرتع، گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران.

<sup>۲</sup>- استادیار گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران.

\* نویسنده مسئول: [yahya.kooch@modares.ac.ir](mailto:yahya.kooch@modares.ac.ir)

کربن، نیتروژن، فسفر و پتاسیم خاک را از متغیرهای مهم در باروری و حاصل خیزی رویشگاه‌های طبیعی عنوان نمودند که بسیار مرتبط با نوع پوشش‌های گیاهی موجود در اکوسیستم می‌باشدند (۳۱، ۳۳ و ۳۷). مشخصه‌های میکروبی، به عنوان شاخص‌های بسیار حساس به تغییرات میزان ماده آلی خاک مطرح می‌باشند. در همین راستا، بر مشخصه‌های تنفس (پایه و برانگیخته)، زی توده 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 از 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 محدود کننده دسترسی به عناصر غذایی خاک محسوب و عامل تنظیم تولیدات و حفظ حاصل خیزی 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 معدنی شدن 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<sup>۱</sup> یا آمونیوم‌سازی و به تولید میکروبی نیترات در نتیجه اکسید شدن ترکیبات احیاء شده نیتروژن، نیتریفیکاسیون<sup>۲</sup> یا نیتراتی شدن 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 معدنی شدن نیتروژن خاک در مراتع البرز مرکزی با اقلیم سرد و نیمه-خشک مدنظر قرار گرفت. با توجه به اینکه بررسی و مطالعه

## مقدمه

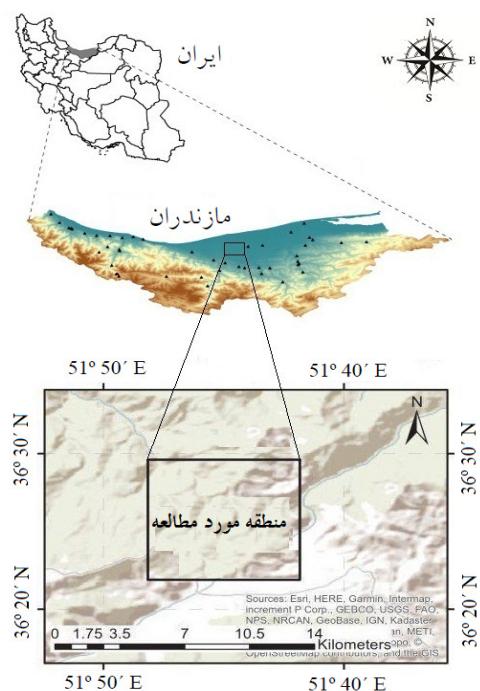
استفاده صحیح و مناسب از منابع طبیعی و ایجاد تعادل بین میزان تولید، حفظ و بهبود کیفیت منابع طبیعی در سال‌های اخیر مورد توجه قرار گرفته است. تلاش در جهت حفظ این منابع نه تنها استقلال اقتصادی و رفع وابستگی و حفظ محیط زیست را در پی دارد، بلکه باعث استقلال فرهنگی، سیاسی و نظامی، که از دیگر شاخصه‌های توسعه پایدار هستند، می‌گردد (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 ماد 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<sup>۱</sup> 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، به طوری 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 بویشه اسیدیته (pH) خاک تأثیر پذیرفتند. بنابراین واضح است که اسیدیته خاک باید به عنوان یک شاخص کلیدی در شیمی خاک در نظر گرفته شود (۲۹). پژوهش‌های متعددی محتویات

<sup>۱</sup>- Terrestrial ecosystems

<sup>۲</sup>- Ammonification

- (۳) پوشش درختچه‌ای گالش انگور (*Ribes Uva - crispa L.*) با غالبیت بیش از ۸۰ درصد (مساحت حدود ۱۳ هکتار) و گونه‌های همراه (بین ۱ تا ۵ درصد) *Dactylis glomerata*, *Lolium prenne* و *Asperula glomerata*.
- (۴) پوشش درختچه‌ای آلچه‌وحشی (*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* (به ترتیب *bulbifera* (L.) Crantz و *Orchis mascula* L. (Lam.) DC. 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 فوق الذکر در مجاورت یکدیگر و در یک فاصله کمتر از ۶۰۰ متر از هم واقع شده‌اند.



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

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. شبیه 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) *Stachys*, *Lolium prenne*, *Medicago sativa* و *Bromus brizaeformis*, *Stachys byzantine*, *Jaxa* 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) *Stachys*, *Lolium prenne*, *Medicago sativa* و *Bromus brizaeformis*, *Stachys byzantine*, *Jaxa* و *Teucrium polium*.

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 معنی‌شدن نیتروژن (NMR) در بازه زمانی سی روز با استفاده از روابط ذیل (۲۱) محاسبه شد.

(رابطه ۱)

$$AR = \frac{NH_4^+ - N_{i+1} - NH_4^+ - N_i}{t_{i+1} - t_i} \quad (\text{رابطه } 2)$$

$$NR = \frac{NO_3^- - N_{i+1} - NO_3^- - N_i}{t_{i+1} - t_i} \quad (\text{رابطه } 3)$$

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

#### 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 کولموگروف اسمیرنوف 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<sup>۱</sup> 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 فیزیکو‌شمیایی با مشخصه‌های میکروبی و پویایی معنی‌شدن 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.

#### 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 (۸ - ۱۰ 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 ابتداء، 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 و بخش دوم نمونه‌ها برای انجام آزمایش‌های میکروبی تا زمان آزمایش در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد. مشخصه‌های فیزیکی (شن، سیلت، رس و محتوى رطوبت)، شیمیایی (واکنش خاک، کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر قابل جذب و پتانسیم قابل جذب) و میکروبی (تنفس پایه، تنفس برانگیخته، زیستوده میکروبی کربن، زیستوده میکروبی نیتروژن و زیستوده میکروبی فسفر) با استفاده از روش‌های متداول و استاندارد آزمایشگاهی (۱۳ و ۱) مورد اندازه‌گیری و سنجش قرار گرفت.

همچنین برای محاسبه نرخ خالص آمونیفیکاسیون، نرخ خالص نیتریفیکاسیون و نرخ خالص معنی‌شدن نیتروژن، از روش کیسه مدفن 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 مدفن 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 معنی‌شدنی (آمونیوم و نیترات) برای تمام نمونه‌های متعلق به هر دو سری زمانی اندازه‌گیری شد. بدین منظور

<sup>۱</sup>-Repeated measure

## نتایج مشخصه‌های خاک

پویایی غلظت‌های آمونیوم و نیترات خاک حاکی از آنست که پوشش‌های درختچه‌ای نقش مؤثرتری در معدنی‌سازی نیتروژن خاک داشته و با تغییر ماههای مرداد تا آذر، غلظت‌های این دو مشخصه نیتروژن معدنی روندهای متغروتی 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 نیتروژن‌فیکاسیون 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 نیتروژن‌فیکاسیون 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 خاکی از آنست که پوشش‌های درختچه‌ای، بوبیه 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).

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 منجر به 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).

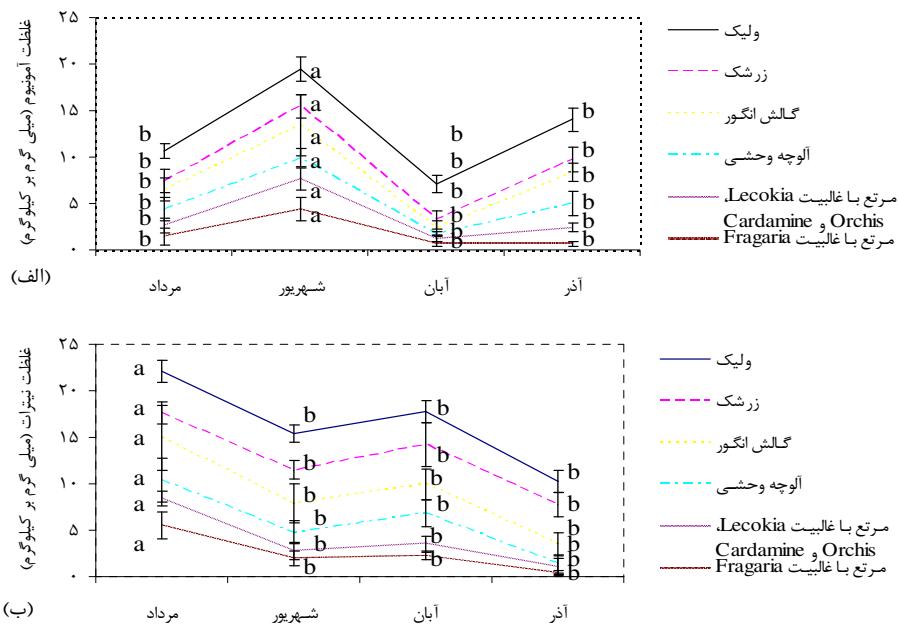
فعالیت‌های میکروبی و پویایی معدنی‌شدن نیتروژن خاک مشخصه‌های میکروبی کربن، نیتروژن و فسفر تحت تأثیر پوشش‌های اراضی تفاوت‌های آماری معنی‌داری را نشان دادند. پوشش درختچه‌ای زرشک دارای بیشترین مقادیر تنفس پایه و برانگیخته خاک بوده، در حالی که زیتده میکروبی کربن خاک در اراضی درختچه‌زار زرشک، ولیک و گالش انگور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

جدول ۱: میانگین ( $\pm$  اشتباہ معیار) مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در پوشش‌های مختلف اراضی

مشخصه								
پوشش اراضی								
ANOVA								
مشخصه	ولیک	زرشک	گالاش انگور	الوجه وحشی	مرتع با غالیت و <i>Orchis Lecokia</i>	مرتع با غالیت <i>Fragaria</i>	مقدار F	معنی داری
شن (درصد)	۲۱/۰±۰/۶۸ d	۲۲/۰±۵۷/۹۲ cd	۲۵/۰±۰/۶۹۷ bc	۲۷/۰±۲۰/۲۴ b	۳۴/۰±۱۸/۰/۶۷ a	۳۷/۰±۱۸/۰/۶۷ a	۲۹/۰±۳۶/۷۲	۰/۰۰
سیلت (درصد)	۳۹/۰±۰/۰۵ d	۳۹/۰±۱۲/۳۷ a	۴۱/۰±۰/۰۲۷	۴۲/۰±۰/۰۹۱	۴۰/۰±۰/۰۲۷	۴۲/۰±۰/۰۹۲	۰/۰۶۶	۰/۰۶۶
رس (درصد)	۳۹/۰±۱۲/۳۹ a	۳۹/۰±۰/۶۹۳ a	۳۶/۰±۰/۶۹۳	۳۷/۰±۰/۰۹۳ c	۳۷/۰±۰/۰۹۳	۳۷/۰±۰/۰۹۳	۳۸/۰±۰/۹۴۰	۰/۰۰
محتوی رطوبت (%)	۲۲/۰±۱۱/۶۸ a	۲۱/۰±۰/۴۶ a	۲۱/۰±۰/۴۶ a	۱۷/۰±۰/۸/۰/۰۰۰	۱۷/۰±۰/۸/۰/۰۰۰	۱۷/۰±۰/۸/۰/۰۰۰	۳۸/۰±۰/۹۹۰	۰/۰۰
اسیدیت pH	۶/۰±۰/۹/۰/۷ a	۶/۰±۰/۹/۰/۷ a	۶/۰±۰/۹/۰/۶۶	۰/۰۰				
کربن آبی (درصد)	۴/۰±۰/۸/۰/۹ a	۴/۰±۰/۰/۳۵	۴/۰±۰/۰/۳۵	۴/۰±۰/۰/۳۵	۴/۰±۰/۰/۳۵	۴/۰±۰/۰/۳۵	۱/۰/۰/۰/۱۹۰	۰/۰۰
نیتروژن کل (%)	۰/۰±۰/۰/۰۲ a	۰/۰±۰/۰/۰۲ ab	۰/۰±۰/۰/۰۲ ab	۰/۰±۰/۰/۰۲ ab	۰/۰±۰/۰/۰۲ ab	۰/۰±۰/۰/۰۲ ab	۰/۰/۰/۰/۱۶	۰/۰۰
نسبت کربن به نیتروژن	۹/۰±۰/۹/۶۳۶ c	۱۱/۰±۰/۴۷/۰/۷ b	۱۱/۰±۰/۴۷/۰/۷ b	۱۱/۰±۰/۴۷/۰/۷ b	۱۱/۰±۰/۴۷/۰/۷ b	۱۱/۰±۰/۴۷/۰/۷ b	۱۱/۰±۰/۸/۰/۵۵	۰/۰۰
فسفر قابل جذب (mg/kg)	۳۱/۰±۰/۶۵/۰/۱۸ a	۳۱/۰±۰/۷۷/۰/۳۱ b	۳۱/۰±۰/۷۷/۰/۳۱ b	۳۱/۰±۰/۷۷/۰/۳۱ b	۳۱/۰±۰/۷۷/۰/۳۱ b	۳۱/۰±۰/۷۷/۰/۳۱ b	۲۶/۰±۰/۳۴۲	۰/۰۰
پناسیم قابل جذب (mg/kg)	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۳۰/۰/۰/۰/۵۳۹	۰/۰۰

جدول ۲: میانگین ( $\pm$  اشتباہ معیار) مشخصه‌های میکروبی کربن، نیتروژن و فسفر خاک در پوشش‌های مختلف اراضی

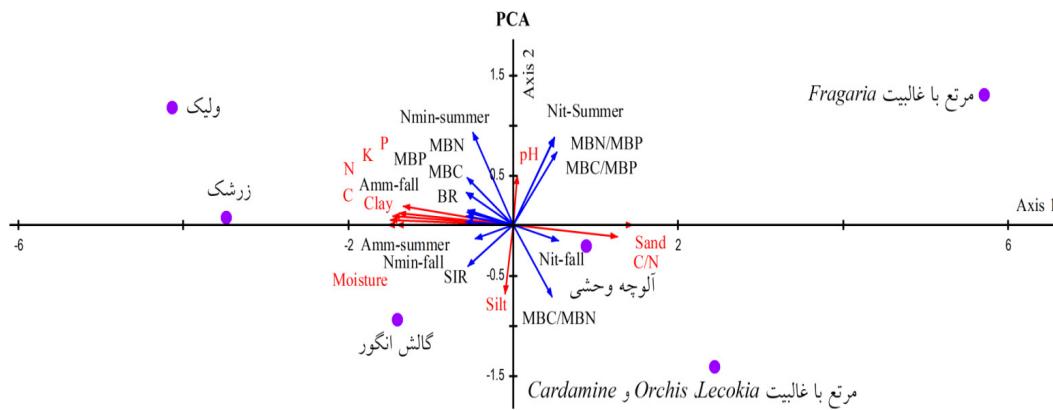
مشخصه								
پوشش اراضی								
ANOVA								
مشخصه	ولیک	زرشک	گالاش انگور	الوجه وحشی	مرتع با غالیت و <i>Orchis Lecokia</i>	مرتع با غالیت <i>Fragaria</i>	مقدار F	معنی داری
تفس پایه (میلی گرم دی روز)	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۴۲/۰/۰/۰/۱۸۰	۰/۰۰
اکسید کربن در گرم خاک در روز)	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۴۲/۰/۰/۰/۹۸۲	۰/۰۰
تفس برانگیخته (میلی گرم دی روز)	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۴۲/۰/۰/۰/۹۷۶	۰/۰۰
اکسید کربن در گرم خاک در روز)	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۱۰/۰/۰/۰/۷۳۴	۰/۰۰
زیستوده میکروبی کربن (میلی گرم بر کیلوگرم)	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۸/۰/۰/۰/۸۸۴	۰/۰۰
زیستوده میکروبی نیتروژن (میلی گرم بر کیلوگرم)	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۷۲/۰/۰/۰/۲۸۹	۰/۰۰
زیستوده میکروبی فسفر (میلی گرم بر کیلوگرم)	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۱۹/۰/۰/۰/۵۴۱	۰/۰۰
زیستوده میکروبی کربن / نیتروژن / فسفر	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۱۴/۰/۰/۰/۱۳۱	۰/۰۰



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

جدول ۳: پویایی (میانگین ± اشتباہ معیار) نرخ‌های خالص آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون و معدنی شدن نیتروزن خاک در پوشش‌های مختلف اراضی

مشخصه	پوشش اراضی							نرخ خالص آمونیفیکاسیون تابستان (میلی گرم بر کیلوگرم در روز)		
	F مقدار		F مقدار		F مقدار		F مقدار			
	Wilk	Zereshk	Galash Ankor	Aloghe Oshshi	Lecokiaia, Cardamine, Orchis	Merut Ba Galibiet Fragaria				
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	۰/۰۰۰	۶/۷۶۷	۰/۰±۰/۹/۰/۱ c	۰/۰±۰/۱۶/۰/۱ bc	۰/۰±۰/۱۸/۰/۲ b	۰/۰±۰/۲۲/۰/۳ ab	۰/۰±۰/۲۶/۰/۳ a	۰/۰±۰/۲۹/۰/۳ a		
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	۰/۱۸۱	۱/۵۵۹	-۰/۰±۱۱/۰/۲	-۰/۰±۱۹/۰/۲	-۰/۰±۱۸/۰/۲	-۰/۰±۰/۲۳/۰/۳	-۰/۰±۰/۲۰/۰/۳	-۰/۰±۰/۲۲/۰/۵		
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	۰/۵۵۴	۰/۷۹۸	-۰/۰±۰/۱/۰/۰	-۰/۰±۰/۰/۲/۰/۰	-۰/۰±۰/۰/۰/۰/۰	-۰/۰±۰/۰/۰/۰/۰	۰/۰±۰/۰/۶/۰/۱	۰/۰±۰/۰/۷/۰/۱		
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	۰/۰۰۰	۲/۵۴۶۲	۰/۰±۰/۰/۰/۰ c	۰/۰±۰/۰/۴/۰/۰ c	۰/۰±۰/۱/۰/۱ b	۰/۰±۰/۱۹/۰/۱ a	۰/۰±۰/۲۱/۰/۱ a	۰/۰±۰/۲۳/۰/۳ a		
Cl <sup>-</sup>	۰/۰۰۰	۹/۸۷۳	-۰/۰±۰/۶/۰/۰ a	-۰/۰±۰/۰/۸/۰/۰ a	-۰/۰±۰/۱۷/۰/۱ b	-۰/۰±۰/۲۱/۰/۱ b	b	-۰/۰±۰/۲۴/۰/۳ b		
P	۰/۰۴۸۱	۰/۹۰۷	-۰/۰±۰/۰/۵/۰/۰	-۰/۰±۰/۰/۴/۰/۱	-۰/۰±۰/۰/۶/۰/۲	-۰/۰±۰/۰/۱/۰/۱	-۰/۰±۰/۰/۰/۰	-۰/۰±۰/۰/۱/۰/۰		



شکل ۳: توزیع مکانی پوشش‌های اراضی، مشخصه‌های فیزیکوشیمیابی، میکروبی و پویایی معنی‌شدن نیتروژن خاک در تحلیل PCA  
 مؤلفه اول: مقدار ویژه =  $11/76$ ، درصد واریانس متناظر با عامل =  $86/01$ ، مؤلفه دوم: مقدار ویژه =  $1/00$ ، درصد واریانس متناظر با عامل =  $7/17$ ، درصد واریانس تجمعی =  $91/18$ .

اصلی‌ترین منبع تجزیه و انتشار دی‌اکسید کربن اثرگذار باشند (۸). پارامترهای بسیاری می‌توانند بر فعالیت‌های میکروبی خاک اثرگذار باشند، به طوری که نتایج بسیاری از پژوهش‌ها حاکی از آن است که افزایش مقدار رس و رطوبت، افزایش مقدار نیتروژن، حاصل خیزی 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 حاصل خیزی (نیتروژن، فسفر و پتاسیم) خاک تحت پوشش‌های درختچه‌ای در مقایسه با مرتع غیرمشجر می‌تواند دلیل افزایش سطح مقدار زیستدهای میکروبی کربن، نیتروژن و فسفر خاک در این رویشگاه‌ها باشد (۲). با توجه به مطالعات انجام شده، زیستدهای 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 زیستده میکروبی می‌شود (۹)، بدین ترتیب، مقداری بالاتر زیستدهای میکروبی در رویشگاه‌های ولیک و زرشک در مقایسه با سایر رویشگاه‌ها عمدهاً به دلیل دسترسی بیشتر به مواد آلی در این رویشگاه مربوط می‌باشد، که همراستا با یافته‌های وانگ

### بحث و نتیجه‌گیری فعالیت‌های میکروبی خاک

با توجه به نقش اساسی میکروارگانیسم‌های خاک‌زی در چرخه کربن، نیتروژن و عناصر غذایی، همچنین حسایت 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، با<sup>۱</sup> و همکاران (۲۰۰۸) اشاره داشتند که درصد بالایی از میزان انتشار دی‌اکسید کربن در نتیجه فعالیت‌های تجزیه‌ای میکروارگانیسم‌های خاک رخ می‌دهد و طی این عمل ماده آلی خاک توسط میکروارگانیسم‌ها مصروف 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

<sup>۱</sup>-Bai

مراتع مشجر میزان آبشویی بخش معدنی نیتروژن خاک کمتر بوده و همین موضوع منجر به 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 پارامترهای 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<sup>۴</sup> و همکاران (۲۰۰۸) همسو می‌باشد (۴۱). مطابق با نتایج تحقیق حاضر نرخ معدنی شدن 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 معدنی شدن نیتروژن خاک دارای شرایط تقریباً مشابهی می‌باشند. نوع پوشش‌های گیاهی می‌تواند اثرات متفاوتی بر ساختهای کیفی و سلامت خاک داشته باشد. در همین راسته، نتایج پژوهش حاضر بیانگر وجود تفاوت‌های آماری معنی‌داری در اثرگذاری پوشش‌های درختچه‌ای و علفی رویشگاههای مرتتعی (مراتع مشجر و غیر مشجر) می‌باشد. بر اساس نتایج این تحقیق، پوشش‌های درختچه‌ای (به‌ویژه ولیک و زرشک) دارای فعالیت‌های میکروبی بیشتر، نرخ

و وانگ<sup>۱</sup> (۲۰۰۷) می‌باشد (۴۰). با توجه به نتایج این پژوهش، نسبت زیستوده میکروبی کربن به فسفر (MBC/MBP) و زیستوده میکروبی نیتروژن به فسفر (MBN/MBP) تغییرات بیشتری در مقایسه با نسبت زیستوده میکروبی کربن به نیتروژن (MBC/MBN) نشان داد، که مطابق با مشاهدات جوئرگنسن<sup>۲</sup> (۲۰۱۰) در خاک تحت پوشش‌های گیاهی مختلف می‌باشد (۱۴). این موضوع می‌تواند به دلیل تغییرات نسبتاً وسیع زیستوده میکروبی فسفر در مقایسه با زیستوده میکروبی نیتروژن در بین پوشش‌های مرتتعی مشجر و غیرمشجر باشد. اگرچه کلولند و لیپتین<sup>۳</sup> (۲۰۰۷) نتایج متناقضی گزارش کردند که مقادیر تقریباً یکنواختی از نسبت زیستوده 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 موقع محدودیت فسفر از آن استفاده می‌کنند (۲۵). همچنین ممکن است که بازگشت فسفر معدنی و فسفر آلی به خاک از طریق ورود لاشبرگ‌ها، نسبت زیستوده میکروبی کربن به نیتروژن و همچنین زیستوده میکروبی نیتروژن به فسفر خاک را در درختچه‌زارها در مقایسه با پوشش‌های مرتتعی غیرمشجر به طور قابل ملاحظه‌ای کاهش داده باشد (۲۳).

### پویایی معدنی شدن نیتروژن خاک

تحت پوشش‌های مختلف اراضی، تغییرات غلظت آمونیوم خاک از مرداد تا شهریور روند افزایشی، از شهریور تا آبان روند کاهشی و مجدداً 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

<sup>3</sup>-Cleveland and Liptzin

<sup>4</sup>-Yan

<sup>1</sup>-Wang and Wang

<sup>2</sup>-Joergensen

بیلاقی، 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.

خالص آمونیفیکاسیون (در فصل تابستان) و نیتریفیکاسیون (هر دو فصل تابستان و پاییز) بالاتر می‌باشدند که در ارتباط با مقادیر بالاتر مشخصه‌های رس، رطوبت، حاصل خیزی خاک تحت این پوشش‌های اراضی می‌باشند. در حالی که پوشش‌های مرتعی (خالص و آمیخته)، به طور کلی دارای فعالیت‌های میکروبی و فرآیند معدنی شدن کنترلی می‌باشند. با توجه به اینکه بررسی و مطالعه ویژگی‌های خاک تحت پوشش‌های گیاهی مختلف در ارتفاعات مناطق

## 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. Gunderson & 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 Haghghi, 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.

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. Oberon, 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 Korje, A., A. Sepehri, H. Barani & J. Motamed, 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. *PLOS ONE* <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.