پتانسیل معدنی شدن نیتروژن خاک در اکوسیستم مرتعی تحت چرای آزاد و قرق دراز مدت در اقلیم‌های مختلف

مریم ریاحی و فایز رئیسی[1*]

(تاریخ دریافت: ۱۳۸۹/۴/۲۷ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۰/۱۰/۲۵)

چکیده

مناطق کوهستانی زاگرس به دلیل چرای مفرط و پیوسته به شدت در حال تخریب هستند. یکی از مکانیسم‌های اثر چرا بر تولید مرتع ایجاد پسخور منفی از طریق تغییرات ملموس برخی خصوصیات خاک است. معدنی شدن نیتروژن یکی از فرآیندهای زیستی در خاک است که می‌تواند تحت تأثیر عوامل زنده و غیرزنده از جمله مدیریت چرای مرتع قرار گیرد. این مطالعه با هدف بررسی نقش مدیریت مرتع (قرق و چرا) بر معدنی شدن نیتروژن خاک در مراتع طبیعی استان چهارمحال و بختیاری انجام شد. سه مدیریت مرتع شامل الف) قرق، ب) چرای تحت کنترل و ج) چرای آزاد (مفرط) در مجاورت یکدیگر در سه منطقه سبز کوه (۱۸ سال قرق)، بروجن (۲۳ سال قرق) و شیدا (۲سال قرق) در استان چهارمحال و بختیاری انتخاب و از عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری نمونه‌های خاک جمع‌آوری و برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و روند معدنی شدن نیتروژن در شرایط استاندارد اندازه‌گیری گردید. اثر مدیریت مرتع بر معدنی شدن تجمعی نیتروژن و درصد معدنی شدن نیتروژن (معدنی شدن نسبی نیتروژن) در منطقه سبز کوه معنی‌دار ($P<0/05$) بود و باعث افزایش ۸۹ و ۹۶ درصد معدنی شدن نسبی نیتروژن در مرتع قرق شده به ترتیب در مقایسه با مرتع تحت کنترل و چرای آزاد گردید. هم‌چنین مدیریت مرتع در منطقه بروجن باعث افزایش معنی‌دار ($P<0/05$) معدنی شدن نیتروژن در مرتع تحت قرق (بین ۳/۳ تا ۳/۵ برابر) در مقایسه با مرتع تحت چرای مفرط شد. در حالی که در منطقه شیدا به دلیل سابقه کوتاه قرق و کشت وکار تفاوت معنی‌دار و محسوس بین مدیریت قرق، کنترل ورود دام و چرای فصلی در معدنی شدن نیتروژن مشاهده نگردید. در مجموع به نظر می‌رسد خاک اکوسیستم‌های مرتعی مناطق سبز کوه و بروجن با مدیریت مناسب و صحیح چرا ظرفیت عرضه نیتروژن معدنی بیشتر و در نتیجه قابلیت احیا شدن دارند در حالی که در منطقه شیدا برای احیای خاک، ایجاد حالت پایا و بهبود کیفیت و باروری آن زمان طولانی‌تری لازم است.

واژه‌های کلیدی: اکوسیستم‌های مرتعی، چرای مفرط، مدیریت مرتع، معدنی شدن نیتروژن، پتانسیل معدنی شدن نیتروژن، نیتروژن معدنی خاک

۱. به ترتیب دانش آموخته سابق کارشناسی‌ارشد و دانشیار خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: f_raiesi@yahoo.com

Archive of SID

www.SID.ir

مقدمه

مراتع طبیعی و بومی از لحاظ وسعت تقریباً ۳۰ درصد از سطح اراضی کل جهان را به خود اختصاص می‌دهند (۲۰ و ۳۱)، و برای چرای احشام یا تأمین مواد غذایی برای دام‌ها و هم‌چنین حفاظت منابع تجدید ناپذیر مانند خاک و آب حائز اهمیت فراوان هستند. علاوه بر این، تقریباً ۱۰ تا ۳۰ درصد ماده آلی خاک‌های جهان در اکوسیستم‌های مرتعی ذخیره شده است (۳۱ و ۳۲). مراتع جهان با وجود ۱۸۰ میلیون نفر بهره‌بردار از مراتع در سرتاسر دنیا و حدود ۳/۳ میلیارد دام از قبیل گاو، گوسفند و بز (۱۱)، استفاده از مراتع طبیعی برای تعلیف این تعداد دام اجتناب‌ناپذیر است. اما عدم تعادل بین ظرفیت مرتع و تعداد دام و به دنبال آن چرای بی‌رویه و پیوسته باعث می‌شود این اکوسیستم‌ها تحت فشار شدید بهره‌برداران قرار گیرند که موجب ایجاد تغییرات زیاد و گاهی جبران ناپذیر نه تنها در پوشش گیاهی بلکه در خصوصیات گوناگون خاک نیز می‌شود (۱۵، ۱۹، ۲۲ و ۳۷). غذای قسمت اعظم دام‌های ایران نیز از مراتع بومی تأمین می‌گردد که در صورت فشار زیاد به تدریج فرسایش و تخریب خاک را به همراه دارد (۶).

پیامد چنین تحولاتی اختلال در فرآیندهای مختلف اکوسیستم و پایداری (Stability/sustainability) آن در دراز مدت است (۲ و۲۶). به همین دلیل امروزه چرای بی‌رویه توسط دام‌های اهلی به عنوان عامل مهم کویرزایی و بیابان‌زایی در برخی مراتع خشک و نیمه خشک مورد توجه متخصصین و حتی سیاست مداران قرار گرفته است (۱۹ و ۳۹). چرای شدید گیاهان مرتعی به ویژه در مراتع حساس مناطق خشک و نیمه خشک، باعث کاهش تولید توده زنده گیاهی و تولید خالص اولیه (Net Primary Production, NPP) و در نتیجه تغییر جمعیت و فعالیت‌های میکروبی مانند معدنی شدن نیتروژن و سایر عناصر در این اکوسیستم‌ها می‌گردد (۲۱، ۳۰، ۴۱ و ۴۴). عموماً در اکوسیستم‌های طبیعی و یا مرتعی گیاه برای جذب نیتروژن طی فصل رشد تنها به سرعت معدنی شدن نیترژون خاک متکی است و از این رو ارزیابی سرعت معدنی شدن این عنصر غذایی و تغییرات آن در ارتباط با چرای دام ضروری به نظر می‌رسد (۲۱ و ۲۷). فرآیند معدنی شدن نیتروژن یکی از فرایندهای مهم چرخه نیتروژن است که طی آن نیتروژن آلی خاک ابتدا به اشکال معدنی آمونیوم و یا آمونیاک تغییر شکل می‌یابد (۲۵). حدود ۹۵ درصد نیتروژن خاک به صورت آلی است و در اغلب خاک‌های معدنی با زه‌کشی مناسب، تنها ۵ درصد آن به شکل نیتروژن معدنی قابل جذب طی فصل رشد در اختیار گیاه قرار می‌گیرد (۱۴ و ۲۵). معدنی شدن نیتروژن یک فرآیند میکروبی نسبتاً کند است که عوامل متعددی مانند نوع خاک و ترکیبات اضافه شده به آن، دما، pH، تهویه و رطوبت بر آن مؤثر می‌باشند (۲۵). معدنی شدن نیتروژن به کیفیت بقایای (Detritus quality) گیاهی و ورودی‌های کربن گیاهی نیز بستگی دارد (۵ و ۲۵). کیفیت بالای بقایای گیاهی با نسبت C/N پایین و میزان اندک لیگنین و ترکیبات فنل‌دار، و هم‌چنین تحریک فعالیت میکروبی خاک بر اثر افزودن ماده آلی آسان تجزیه‌پذیر باعث افزایش معدنی شدن نیتروژن (معدنی شدن خالص، Net N mineralization) آلی می‌گردد، در حالی که ورود بقایای آلی با کیفیت پایین به خاک و فراوانی کربن سخت تجزیه‌پذیر و مقاوم به تجزیه میکروبی باعث افزایش توقف نیتروژن خاک (N immobilization) می‌گردد (۵ و ۲۵).

معمولاً در سیستم‌های مختلف مدیریتی و اراضی، خاک‌ها می‌توانند مقادیر مشابهی از نیتروژن کل داشته باشند، اما پتانسیل معدنی شدن نیتروژن متفاوتی دارند که نشان‌دهنده کیفیت مواد آلی و خاک متفاوت می‌باشد (۱۳). همانند معدنی شدن کربن، معدنی شدن نیتروژن به روش‌های مختلف تحت تأثیر عوامل زنده و غیر زنده محیطی از جمله مدیریت‌های مختلف کاربری اراضی و چرای احشام قرار می‌گیرد (۲۱، ۲۴، ۳۵ و۴۲). از این رو، تبدیل نیتروژن آلی موجود در خاک به شکل معدنی به ویژه در اکوسیستم‌های مرتعی دائمی و طبیعی اهمیت زیادی دارد (۱۶ و ۴۲). چرای مفرط مراتع به روش‌های مستقیم و غیرمستقیم معدنی شدن نیتروژن خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد (۱۶، ۲۱، ۳۵ و ۴۲).

www.SID.ir

چرای حیوانات از طریق کاهش و یا حذف پوشش گیاهی که منجر به افزایش تبخیر از سطح خاک و افزایش تابش مستقیم نور خورشید به سطح خاک می‌شود، باعث تغییر میکرو اقلیم خاک از جمله کاهش رطوبت و بالا رفتن دمای آن می‌گردد (۲۱، ۳۷ و ۴۱). عبور مداوم گله نیز سبب فشرده شدن خاک و کاهش تهویه آن می‌گردد (۳۷) که کاهش معدنی شدن نیتروژن را به دنبال دارد (۵ و ۲۹). چرای گیاه خواران می‌تواند کیفیت بقایا و ورودی‌های کربن گیاهی و در نتیجه معدنی شدن نیتروژن را در اکوسیستم‌های مرتعی تغییر دهد (۱۹ و ۲۲). اثرات مستقیم گیاه خواران بر گیاهان می‌تواند معدنی شدن نیتروژن را از طریق کاهش ورود کربن زیرزمینی (رشد ریشه و ته نشست‌های آن)، افزایش کیفیت ماده آلی خاک و ته نشست بقایا حاوی نیتروژن بالا افزایش دهد (۲۱ و ۳۸). نتایج برخی مطالعات اثرات مستقیم و مثبت چرای گیاه خواران را بر چرخه نیتروژن (۷، ۱۶، ۱۸، ۲۱، ۲۴، ۲۹ و ۳۶) به دلیل ورود فضولات دامی غنی از نیتروژن به خاک نشان داده‌اند، ولی شواهدی از عدم اثر چرا بر معدنی شدن نیتروژن نیز مشاهده شده است (۵ و ۹) و حتی اثرات منفی چرا بر معدنی شدن نیتروژن به دلیل تغییر عوامل محیطی و کاهش فعالیت میکروبی هم گزارش شده است (۳ و ۹).

بنابراین، اکسو و همکاران (۴۵) و شان و همکاران (۳۵) معتقد هستند که مکانیسم‌های مهم اثرگذاری چرای دام بر سرعت تغییر و جریان نیتروژن خاک در مراتع شناخته شده نیستند. آندریولی و همکاران (۵) معدنی شدن نیتروژن را در خاک‌های تحت چرای سنگین و طولانی مدت و قرق اندازه‌گیری و تفاوت معنی‌دار بین میزان معدنی شدن نیتروژن در دو تیمار چرا مشاهده ننمودند. این پژوهشگران مشاهده نمودند که نسبت C/N در خاک تحت چرا بیشتر از مقدار این نسبت در خاک قرق شده بود. در مطالعه ریدر و همکاران (۲۹) جرم کل نیتروژن معدنی شده به صورت آمونیوم (NH_4^+-N) در عمق cm ۹۰-۰ در هر دو تیمار چرای سبک و سنگین در مقایسه با قرق بیشتر بود. هم‌چنین در یک مطالعه بارگر و همکاران (۷) تأثیر پنج شدت چرا (۱/۳، ۲/۷، ۴، ۵/۳ و ۷ گوسفند در هکتار در سال) را بر معدنی شدن کربن و نیتروژن مقایسه و مشاهده نمودند که معدنی شدن خالص نیتروژن (مجموع NH_4^+ و NO_3^-) بعد از ۱۲ روز انکوباسیون با افزایش شدت چرا فزونی یافت. نتایج آنها نشان می‌دهد هنگامی که شدت چرا افزایش می‌یابد، منبع کربن مورد استفاده میکروب‌ها کاهش و در نتیجه رشد میکروبی و تقاضا برای نیتروژن کاهش پیدا می‌کند. به هر حال، اثر چرای دام بر ویژگی‌های گوناگون خاک و معدنی شدن نیتروژن آن به نوع اکوسیستم بستگی دارد و یا به بیان ساده تر مکان محور (Site-specific) است (۲۸، ۲۹ و ۳۳). از این رو، این مطالعه با هدف بررسی اثر چرای دام و مدیریت مرتع بر معدنی شدن نیتروژن خاک در مراتع کوهستانی زاگرس مرکزی با اقلیم‌های متفاوت در استان چهارمحال و بختیاری انجام گردید.

مواد و روش‌ها

مطالعه حاضر در سه اکوسیستم مرتعی واقع در مناطق سبز کوه، بروجن و شیدا از مراتع مرجع و حفاظت شده استان چهارمحال و بختیاری در ارتفاعات زاگرس مرکزی به مرحله اجرا درآمد. در هر منطقه سه مدیریت مرتع به طور جداگانه در مجاورت یکدیگر با شرایط اقلیمی (دما و بارندگی)، توپوگرافی (جهت شیب، درجه شیب و رخ نما) و مواد مادری مشابه (Geo-referenced) مشخص گردید. مدیریت‌های مرتع شامل: ۱. قرق کامل مرتع و جلوگیری از ورود دام به منطقه حفاظت شده، ۲. کنترل ورود دام به مرتع برحسب ظرفیت مرتع به صورت متناوب به مدت ۶۰ روز و ۳. چرای آزاد (مفرط) به صورت چرای فصلی توسط گوسفند، به مدت تقریباً ۱۰۰ روز از سال (از اواسط خرداد ماه تا اواخر شهریور ماه) بدون توجه به ظرفیت مرتع بود. الف) مراتع سبز کوه: این منطقه کوهستانی و ناهموار که در سلسله جبال زاگرس واقع شده شده است و مراتع آن بیشتر در بخش‌های مرتفع منطقه قرار دارند. این منطقه در سال ۱۳۶۹ به منظور حفاظت مؤثر به صورت منطقه حفاظت

Archive of SID

www.SID.ir

شده به تصویب شورای عالی حفاظت محیط زیست رسید. ارتفاع متوسط آن ۲۴۰۰ متر بالاتر از سطح دریا می‌باشد. منطقه سبز کوه دارای آب و هوایی نیمه مرطوب با تابستان‌های گرم و خشک و زمستان‌های سرد، بارش سالانه آن ۹۰۰-۷۰۰ میلی‌متر و میانگین دمای سالانه ۹/۸ درجه سانتی‌گراد می‌باشد. مراتع تحت مدیریت چرای مفرط و چرای کنترل شده واقع در این منطقه توسط گوسفند به ویژه بز چرا می‌شوند. ب) مراتع بروجن: مرتع بروجن ایستگاه تکثیر بذر شهید رسولیان واقع در سه کیلومتری جنوب غربی شهر بروجن می‌باشد. براساس گزارش ایستگاه هواشناسی شهر بروجن این منطقه دارای میانگین بارش سالانه ۲۵۵ میلی‌متر و متوسط دمای سالیانه ۱۰/۷ درجه سانتی‌گراد می‌باشد. این منطقه که به صورت یک دشت کم ارتفاع و پست می‌باشد به مدت تقریباً ۲۳ سال است که تحت قرق و کنترل ورود دام قرار گرفته است.

ج) مراتع شیدا: منطقه شیدا از سال ۱۳۸۵ جهت حفظ گونه‌های گیاهی و جانوری آن تحت قرق دام و به منطقه حفاظت شده تبدیل گردیده است. خاک منطقه از رسوب‌های کواترنری شامل واحدهای سخت نشده کواترنری از نوع تراس‌های رودخانه‌ای قدیمی تشکیل شده است. اقلیم منطقه دارای تابستان‌های خشک و در زمستان دارای بارندگی متوسط، بارش سالانه بین ۵۰۰-۳۰۰ میلی‌متر، میانگین بارش سالانه ۳۵۱ میلی‌متر و متوسط دما ۱۲/۹ درجه سانتی‌گراد می‌باشد. در این منطقه مرتع تحت چرای مفرط دارای سابقه فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد. در سال‌های پیش در این مرتع تا سال ۱۳۸۶ کشت گندم به صورت دیم انجام می‌گرفته اما در سال ۱۳۸۷ مورد چرای فصلی دام قرار گرفته است. نوع دام چرا کننده غالب در منطقه بروجن و شیدا گوسفند می‌باشد. اطلاعات کامل‌تر درباره اقلیم، پوشش گیاهی و خاک‌های هر سه منطقه توسط ریاحی (۱) تشریح شده است. با استفاده از اطلاعات موجود از مطالعات گذشته، تعداد سه قرق (یک قرق در سبز کوه، یک قرق در شیدا و یک قرق در بروجن) انتخاب گردید و از هر مرتع تحت مدیریت قرق و نقاط مجاور تحت کنترل برحسب ظرفیت مرتع و چرای آزاد (فصلی) تعداد ۴ نمونه مرکب (هر نمونه مخلوطی از ۱۵-۱۰ نمونه) از هر مدیریت از عمق cm ۱۵-۰ و به طور کلی ۱۲ نمونه مرکب برای هر منطقه (قرق و منطقه تحت کنترل و چرای آزاد مجاور آن) و جمعاً ۳۶ نمونه خاک از سه منطقه مورد مطالعه جمع‌آوری گردید. پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه، خاک هواخشک و از الک دو میلی‌متری عبور داده شد و سپس خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نظیر بافت خاک به روش هیدرومتری (۱۷)، pH خاک با تهیه گل اشباع توسط دستگاه pH متر (۲۳) و وزن مخصوص ظاهری خاک با روش کلوخه (۱۰) اندازه‌گیری گردیدند. برای اندازه‌گیری میزان معدنی شدن نیتروژن، معادل ۱۰۰ گرم خاک عبور داده شده از الک ۴ میلی‌متری که قبلاً در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شده بود را درون ظرف پلاستیکی ۱ لیتری (جار تنفسی) توزین کرده و سپس آب مقطر اضافه گردید تا رطوبت آن به حدود ۶۰ تا ۷۰ درصد ظرفیت نگهداری آب یا ظرفیت مزرعه برسد. ظرفیت نگهداری آب در خاک قبلاً برای هر نمونه به طور جداگانه با اشباع و خشک کردن خاک اندازه‌گیری گردید.

سپس نمونه‌ها به مدت یک هفته پیش انکوباسیون شدند و پس از یک هفته در دمای ۱± ۲۵ درجه سانتی‌گراد و رطوبت ثابت در انکوباتور نگهداری شدند و هر ده روز یکبار و به مدت ۹۰ روز مقدار نیتروژن معدنی شده شامل نیتروژن آمونیاکی و نیتراتی اندازه‌گیری شد (۴). حدود ۶ گرم خاک مرطوب تقریباً معادل ۵ گرم خاک آون خشک (بسته به رطوبت خاک) به دقت وزن کرده و ۳۰ میلی‌لیتر کلرید پتاسیم ۱ مولار (نسبت ۱:۵) جهت عصاره‌گیری به آنها اضافه شد و به مدت یک ساعت روی دستگاه همزن الکتریکی نمونه‌ها به هم خورده و پس از صاف کردن عصاره‌ها با کاغذ صافی، مقدار نیتروژن آمونیاکی و نیتراتی به روش رنگ سنجی به ترتیب در طول موج ۶۶۰ و ۴۱۰ نانومتر با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر (مدل UV ۷۵۰۰) اندازه‌گیری شد (۴). جهت تعیین سرعت و پتانسیل معدنی شدن نیتروژن، مقادیر تجمعی نیتروژن معدنی

www.SID.ir

شده (N_t) محاسبه و پتانسیل معدنی شدن نیتروژن (N_0) و ضریب ثابت معدنی شدن آن (k) با استفاده از نرم‌افزار CurveExpert برازش داده شد (۴۰).

$$N_t = N_0 (1-e^{-kt})$$

ابتدا داده‌های به دست آمده برای توزیع نرمال و همگنی واریانس در سطح احتمال ۰/۰۵ مورد بررسی و ارزیابی قرار گرفتند. سپس جدول تجزیه واریانس (ANOVA) برای داده‌های هر منطقه به طور جداگانه محاسبه و اختلاف بین میانگین داده‌ها با آزمون چند دامنه دانکن (Duncan's multiple-range test) در سطح احتمال ۵ درصد با استفاده از نرم‌افزار SAS ارزیابی و مقایسه گردیدند. میانگین هر مدیریت مرتع به همراه خطای معیار میانگین (SEM) در جدول‌ها گزارش شدند.

نتایج و بحث

در این مطالعه بافت خاک برای هر سه مدیریت مرتع هر سه منطقه تقریباً مشابه بوده است و تفاوت معنی‌دار در سطح آماری ۰/۰۵ بین مقادیر شن، سیلت و رس در مدیریت‌های مختلف وجود نداشت (جدول ۱). نمونه‌های خاک در یک زمان و از مکان‌هایی با شیب و توپوگرافی تقریباً یکسان از هر منطقه جمع‌آوری گردیدند، بنابراین می‌توان گفت عوامل خاک‌سازی از جمله مواد مادری برای هر سه مدیریت یکسان و هر گونه تغییر در شرایط و ویژگی‌های خاک ناشی از نوع مدیریت مرتع طی چند سال گذشته بوده است. وزن مخصوص ظاهری خاک تنها در منطقه بروجن بر اثر چرای دام افزایش یافت. در مناطق سبزکوه و بروجن pH خاک مراتع تحت چرا بالاتر از خاک مراتع قرق بود اما در منطقه شیدا روند برعکس مشاهد شد و خاک‌های مراتع قرق اندکی قلیایی‌تر از خاک‌های مراتع با چرا آزاد بودند (جدول ۱).

معدنی شدن نیتروژن (Nmin)

روند معدنی شدن خالص نیتروژن (برحسب میلی‌گرم در کیلوگرم) و معدنی شدن نسبی نیتروژن (درصد معدنی شدن) در سه منطقه مورد مطالعه تحت مدیریت‌های مختلف به ترتیب در شکل‌های ۱ و ۲ ارائه گردیده است. در منطقه سبز کوه معدنی شدن تجمعی نیتروژن خاک (برحسب میلی‌گرم در کیلوگرم خاک یا درصد) مراتع قرق در طول دوره انکوباسیون همواره بیشتر از دو مدیریت چرای کنترل شده و چرای مفرط بود (شکل 1A و 2A). این اختلاف از روز بیستم به بعد آشکارتر و ملموس‌تر بود. در این منطقه میزان نیتروژن معدنی شده در خاک‌های تحت چرای مفرط و کنترل شده تقریباً یکسان بود. مراتع تحت قرق منطقه بروجن (شکل 1B و 2B) روند مشابه با مراتع سبز کوه داشت، به طوری که در این منطقه خاک‌های مراتع قرق معدنی شدن نیتروژن بیشتری را به ویژه از روز بیستم به بعد نشان دادند.

متوقف شدن میکروبی نیتروژن در مدیریت قرق مشاهده نشد در حالی که در مدیریت چرای کنترل شده تا روز ۶۰ و در مدیریت چرای آزاد تا روز ۶۵ام توقف نسبی نیتروژن مشاهده شد. در منطقه شیدا نیز معدنی شدن تجمعی نیتروژن خاک (برحسب میلی‌گرم در کیلوگرم خاک یا درصد) مراتع قرق طی دوره انکوباسیون به ویژه از روز دهم انکوباسیون اندکی بیشتر از دو مدیریت چرای کنترل شده و چرای مفرط بود (شکل 1C و 2C). این در حالی است که در این منطقه تا روز پنجاهم میزان نیتروژن معدنی شده در خاک‌های تحت چرای مفرط و چرای کنترل شده یکسان اما از روز پنجاهم به بعد در مدیریت چرای کنترل شده بیشتر از مدیریت چرای مفرط بود. نتایج نشان داد که اثر مدیریت مرتع بر کل معدنی شدن تجمعی نیتروژن خاک (میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) و درصد معدنی شدن نیتروژن یا معدنی شدن نسبی نیتروژن (درصد) طی ۹۰ روز انکوباسیون در منطقه سبز کوه معنی دار ($P<0/05$) بود (جدول ۲). کل معدنی شدن تجمعی نیتروژن خاک در مراتع قرق به ترتیب ۱/۸ و ۲/۳ برابر معدنی شدن تجمعی نیتروژن در مراتع با چرای کنترل شده و آزاد بود و قرق مرتع باعث افزایش ۸۹ و ۹۶ درصد معدنی شدن نیتروژن به ترتیب در مقایسه با مرتع تحت کنترل و چرای

Archive of SID

www.SID.ir

جدول ۱. اثر مدیریت مرتع بر برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در سه منطقه سبز کوه، بروجن و شیدا (n=۴، df=۲)

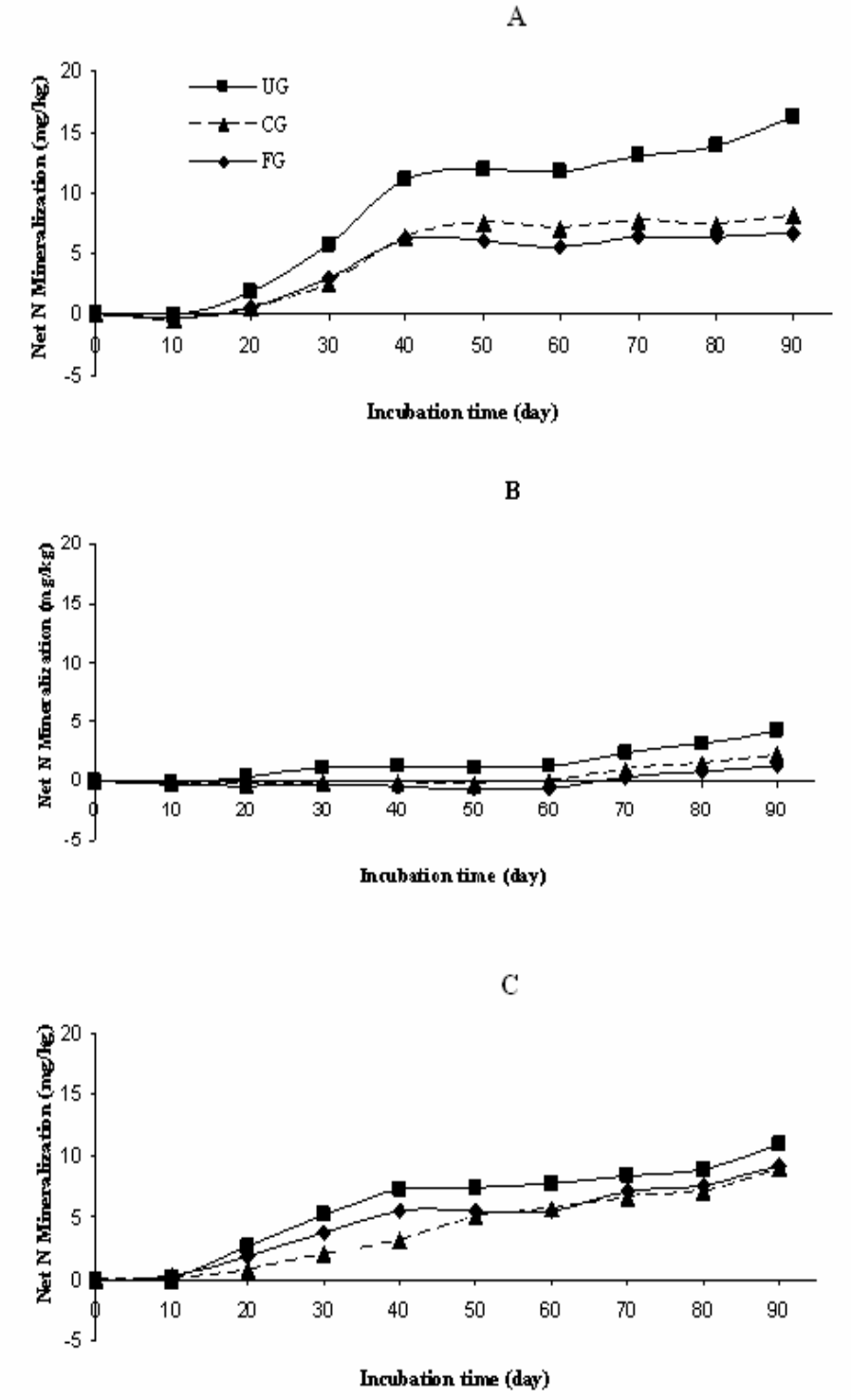
مدیریت مرتع	شن ($mg\ g^{-1}$)	سیلت ($mg\ g^{-1}$)	رس ($mg\ g^{-1}$)	بافت	وزن مخصوص ظاهری ($g\ cm^{-3}$)	pH
سبز کوه						
قرق	۲۲۶(۲/۳۹)^{a}	۳۵۲(۲/۳۴)^{a}	۴۲۲(۰/۶۲)^{a}	C	۱/۵۲(۰/۰۳)^{b}	۶/۹۳(۰/۰۵)^{b}
چرای کنترل شده	۲۲۷(۱/۴۴)^{a}	۳۴۹(۱/۲۵)^{a}	۴۲۴(۲/۳۹)^{a}	C	۱/۶۸(۰/۰۲)^{a}	۷/۰۲(۰/۰۴)^{b}
چرای آزاد	۲۲۸(۱/۶۰)^{a}	۳۷۵(۱۷/۹)^{a}	۳۹۷(۱۹/۴)^{a}	CL	۱/۵۰(۰/۰۱)^{b}	۷/۴۴(۰/۰۳)^{a}
F	۰/۳۰^{ns}	۱/۸۳^{ns}	۱/۷۳^{ns}		۱۹/۶***	۴۶/۰***
C.V.	۱/۶۳	۵/۸۵	۵/۴۷		۳/۰۰	۱/۱۳
بروجن						
قرق	۱۳۲(۱۰/۳)^{a}	۴۱۵(۶/۴۵)^{a}	۴۵۲(۶/۳)^{a}	SiC	۱/۴۰(۰/۰۲)^{b}	۷/۱۰(۰/۰۴)^{b}
چرای کنترل شده	۱۲۳(۲/۴۶)^{a}	۴۴۸(۱۱/۰)^{a}	۴۲۹(۱۲/۹)^{a}	SiC	۱/۴۲(۰/۰۸)^{b}	۷/۲۸(۰/۰۴)^{a}
چرای آزاد	۱۲۷(۳/۲۲)^{a}	۴۴۰(۳۱/۳)^{a}	۴۳۳(۳۳/۳)^{a}	SiC	۱/۷۰(۰/۰۴)^{a}	۷/۲۶(۰/۰۵)^{a}
F	۰/۵۱^{ns}	۰/۷۹^{ns}	۰/۳۷^{ns}		۹/۹۱**	۴/۲۹*
C.V.	۱۰/۷	۸/۹۸	۹/۵۸		۷/۲۰	۱/۳۰
شیدا						
قرق	۵۱۶(۲/۳۹)^{a}	۲۸۰(۱۴/۷)^{a}	۲۰۴(۸/۳۵)^{a}	L	۱/۶۰(۰/۰۷)^{a}	۷/۳۸(۰/۰۷)^{a}
چرای کنترل شده	۵۱۹(۶/۵۵)^{a}	۳۰۰(۷/۰۵)^{a}	۱۸۱(۵/۲)^{a}	L	۱/۴۲(۰/۰۷)^{a}	۷/۰۶(۰/۰۳)^{b}
چرای آزاد	۵۲۱(۸/۲۰)^{a}	۲۷۲(۱۷/۹)^{a}	۲۰۷(۱۳/۰)^{a}	SCL	۱/۶۲(۰/۰۶)^{a}	۷/۲۴(۰/۰۵)^{b}
F	۰/۱۳^{ns}	۱/۰۳^{ns}	۱/۰۴^{ns}		۲/۵۰^{ns}	۸/۸۳**
C.V.	۲/۴۰	۹/۸۶	۱۳/۹		۹/۰۳	۱/۴۸

اعداد در هر ستون میانگین ۴ تکرار و اعداد داخل پرانتز خطای معیار میانگین (SEM) می‌باشند، F: آماره F فیشر جدول تجزیه واریانس، C.V.: ضریب تغییرات برحسب درصد

***: $P<$ ۰/۰۰۱ ؛ **: $P<$ ۰/۰۱ ؛ *: $P<$ ۰/۰۵؛ ns: غیرمعنی‌دار. برای هر منطقه میانگین‌ها با حروف کوچک متفاوت در هر ستون نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۰/۰۵ براساس آزمون دانکن بین مدیریت‌های مختلف مرتع می‌باشند.

آزاد گردید (جدول ۲). هم‌چنین مدیریت مرتع در منطقه بروجن باعث افزایش معنی‌دار ($P<$۰/۰۷) معدنی شدن تجمعی نیتروژن (۳/۳ برابر) و درصد معدنی شدن نیتروژن (۳/۵ برابر) در مرتع تحت قرق در مقایسه با مرتع تحت چرای مفرط شد ولی تفاوت معنی‌دار با مرتع تحت کنترل چرا نداشت (جدول ۲). نتایج نشان داد که علیرغم افزایش نسبی معدنی شدن خالص نیتروژن در منطقه شیدا، این افزایش از لحاظ آماری معنی‌دار نبود (شکل ۲، جدول ۲). افزایش معدنی شدن نیتروژن در مدیریت قرق در مقایسه با چرا در دو منطقه سبز کوه و بروجن نشان می‌دهد که میکروفلور خاک مرتع تحت چرا با محدودیت نیتروژن مواجه هستند. از بین رفتن برگ و یا ریزش برگ (Defoliation) گیاهان مرتعی بر اثر چرا ترشحات ریشه را تحریک می‌کند و ترشح سوبستراهای آلی سهل التجزیه غنی از کربن رشد و فعالیت میکروبی را در ریزوسفر افزایش می‌دهد و

www.SID.ir



شکل ۱. روند معدنی شدن خالص نیتروژن ($mg\ kg^{-1}$) در مدیریت‌های مختلف مرتع در سه منطقه سبز کوه، بروجن و شیدا؛ **A**: منطقه سبز کوه؛ **B**: منطقه بروجن؛ **C**: منطقه شیدا؛ **UG**: مدیریت قرق؛ **CG**: مدیریت چرای کنترل شده؛ **FG**: مدیریت چرای آزاد

www.SID.ir

جدول۲. اثر مدیریت مرتع بر معدنی شدن نیتروژن در سه منطقه سبزکوه، بروجن و شیدا (n=۴، df=۲)

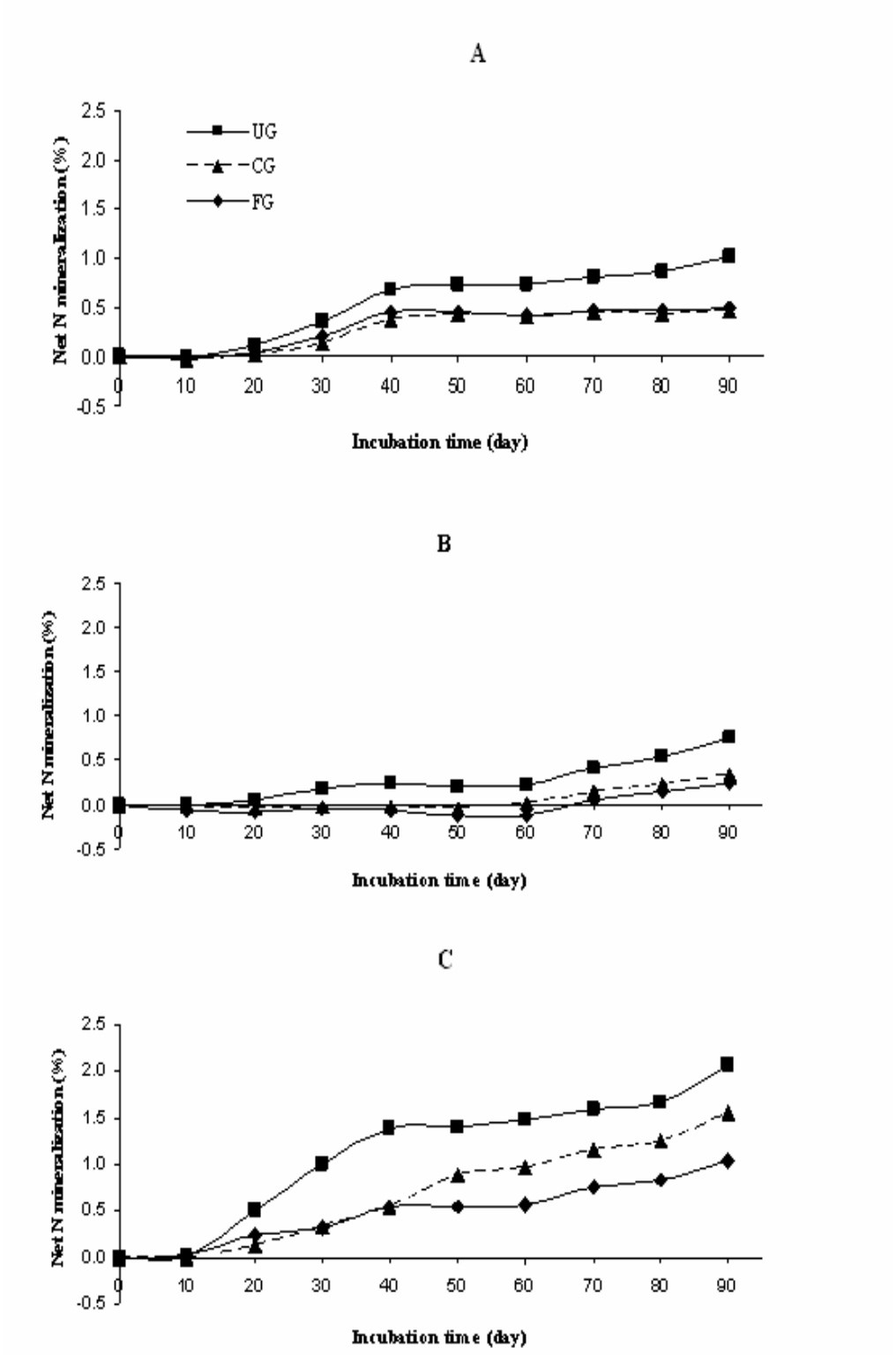
مدیریت مرتع	Nmin ($mg\ kg^{-1}$)	Nmin (%)	NH_4^+-N / Nmin (%)	NO_3^--N / Nmin (%)
سبز کوه				
قرق	۱۵/۷ (۲/۱)^a	۰/۹۸ (۰/۱)^a	۴۹/۰(۱۲/۰)^a	۵۱/۰(۱۲/۰)^a
چرای کنترل شده	۸/۹ (۲/۲)^b	۰/۵۲ (۰/۱)^b	۲۹/۰(۲۱/۰)^a	۷۱/۰(۲۱/۰)^a
چرای آزاد	۶/۸ (۱/۰)^b	۰/۵۰ (۰/۱)^b	۳۷/۰(۵/۰۰)^a	۶۳/۰(۵/۰۰)^a
میانگین	۱۰/۴^A	۰/۶۷^B	۰/۳۸^A	۰/۶۲^A
F	۶/۱*	۵/۸*	۰/۵۰^{ns}	۰/۵۰^{ns}
MS	۸۶/۴	۰/۲۹	۰/۰۴	۰/۰۴
MSe	۱۴/۱	۰/۰۵	۰/۰۸	۰/۰۸
C.V.	۳۵/۸	۳۳/۸	۷۵/۲	۴۶/۷
بروجن				
قرق	۴/۳ (۱/۱)^a	۰/۷۶ (۰/۱۹)^a	۲۰/۰ (۱۸/۰)^a	۸۰/۰ (۱۸/۰)^a
چرای کنترل شده	۲/۲ (۰/۷)^{ab}	۰/۳۳ (۰/۱۱)^{ab}	−۲۴/۰ (۴۰/۰)^a	۱۲۴ (۴۰/۰)^a
چرای آزاد	۱/۲۹ (۰/۵)^b	۰/۲۲ (۰/۰۷)^b	−۲۲۲ (۲۱۲)^a	۳۲۲ (۲۱۲)^a
میانگین	۲/۶^B	۰/۴۴^B	−۰/۷۶^A	۱/۸^A
F	۳/۵۹ $^{(P=۰/۰۷)}$	۴/۴۷*	۰/۰۱^{ns}	۰/۸۲^{ns}
MS	۹/۶	۰/۳۲	۶/۶	۶/۶
MSe	۲/۶۷	۰/۰۷	۸/۰۹	۸/۰۹
C.V.	۶۳/۲	۶۰/۷	۳۷۵	۱۶۱
شیدا				
قرق	۱۰/۷ (۲/۶۵)^a	۲/۱ (۰/۵۴)^a	۱۷/۰ (۳۵/۰)^a	۸۳/۰ (۳۵/۰)^a
چرای کنترل شده	۹/۰ (۱/۱۵)^a	۱/۶ (۰/۱۷)^a	۲۵/۰ (۱۰/۰)^a	۷۵/۰ (۱۰/۰)^a
چرای آزاد	۸/۹ (۰/۴۸)^a	۱/۲ (۰/۱۳)^a	۳۱/۰ (۵/۰۰)^a	۶۹/۰ (۵/۰۰)^a
میانگین	۹/۵^A	۱/۶^A	۰/۲۴^A	۰/۷۶^A
F	۰/۳۵^{ns}	۱/۶۳^{ns}	۰/۱۱^{ns}	۰/۱۱^{ns}
MS	۴/۰۵	۰/۷۴	۰/۰۲	۰/۰۲
MSe	۱۱/۵	۰/۴۵	۰/۱۷	۰/۱۷
C.V.	۳۵/۶	۴۱/۷	۱۷۴	۵۵/۸

Nmin : نیتروژن معدنی شده طی ۹۰ روز؛ NH_4^+-N: نیتروژن معدنی شده به صورت آمونیوم؛ NO_3^--N: نیتروژن معدنی شده به صورت نیترات؛ MBN: نیتروژن بیوماس میکروبی؛ MBN/TN: نسبت نیتروژن بیوماس میکروبی به نیتروژن کل

اعداد در هر ستون میانگین ۴ تکرار و اعداد داخل پرانتز انحراف معیار میانگین (SEM) می باشند، F: آماره F فیشر جدول تجزیه واریانس، C.V.: ضریب تغییرات برحسب درصد

*: $P<$ ۰/۰۵؛ ns: غیرمعنی‌دار. برای هر منطقه حروف کوچک متفاوت در هر ستون نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۰/۰۵ براساس آزمون دانکن بین مدیریت‌های مختلف مرتع و حروف بزرگ متفاوت در هر ستون نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۰/۰۵ براساس آزمون دانکن بین مناطق مختلف می‌باشند.

Archive of SID
www.SID.ir



شکل ۲. روند معدنی شدن نیتروژن (%) در مدیریت‌های مختلف مرتع در سه منطقه سبز کوه، بروجن و شیدا؛ A: منطقه سبز کوه؛ B: منطقه بروجن؛ C: منطقه شیدا؛ UG: مدیریت قرق؛ CG: مدیریت چرای کنترل شده؛ FG: مدیریت چرای آزاد

www.SID.ir

تقاضا برای نیتروژن توسط میکروب‌ها افزایش پیدا می‌کند، در نتیجه چرا باعث افزایش متوقف شدن میکروبی (Microbial N immobilization) نیتروژن می‌گردد که می‌تواند نیتروژن قابل استفاده گیاه را در خاک محدود کند (۲۹). ریدر و همکاران (۲۹) نیز مشاهده کردند که نسبت‌های C/N ریشه گیاه در تیمار چرا در مقایسه با تیمار قرق بالاتر بود. آنها پیشنهاد کردند که گیاهان در خاک تحت چرا این توانایی را ندارند که نیتروژن کافی از خاک برای دوباره ذخیره کردن نیتروژن و برای رشد دوباره بعد از چرا جذب کنند. دلیل دیگر برای افزایش معدنی شدن نیتروژن در مرتع قرق شده نسبت به دو مرتع دیگر را می‌توان در نسبت C/N و کیفیت شیمیایی بقایای گیاهی اضافه شده به خاک و مقدار نیتروژن کل خاک جستجو کرد. ریز جانداران خاک در مراتع تحت مدیریت قرق به دلیل ورود بقایای تازه و خوش خوراک به خاک که معمولاً نسبت C/N پایین دارند و از کیفیت شیمیایی مناسب‌تری (دارای مقادیر اندک لیگنین، سلولز و ترکیبات فنولی) برخوردارند با محدودیت نیتروژن روبرو نیستند و در نتیجه معدنی شدن نیتروژن در خاک افزایش می‌یابد (۷، ۲۱ و ۴۲).

بسیاری از محققان برای به دست آوردن نسبت C/N بحرانی بقایای گیاهی برای معدنی شدن نیتروژن (یعنی نسبتی از C/N که پایین تر از آن معدنی شدن خالص (Net N mineralization) و بالاتر از آن آلی شدن خالص نیتروژن انجام می‌شود) تلاش کرده‌اند و اعداد متفاوتی برای این نسبت در منابع گزارش شده است. مثلاً C/N=۲۰ برای ۴ هفته انکوباسیون یا C/N=۳۰ و حتی C/N=۴۰ نیز گزارش شده است (۱۲). ریاحی (۱) مشاهده نمود در منطقه سبز کوه و بروجن همبستگی مثبت و بسیار معنی‌دار ($P<0/01$) بین میزان معدنی شدن کربن و معدنی شدن نیتروژن وجود دارد که حکایت از رابطه نزدیک و مستقیم چرخه کربن و نیتروژن دارد. بنابراین، افزایش سرعت ورود مواد آلی و تحریک فعالیت میکروبی و در نتیجه افزایش معدنی شدن کربن در مراتع قرق شده می‌تواند افزایش معدنی شدن نیتروژن را به همراه داشته باشد. این در حالی که چنین همبستگی بین معدنی شدن کربن و نیتروژن در منطقه شیدا وجود نداشت که نشان می‌دهد اکوسیستم‌های مرتعی در مناطق سبز کوه و بروجن در مقایسه با منطقه شیدا در حال رسیدن به تعادل پس از آشفتگی ناشی از چرای مفرط هستند. علاه بر این، در خاک‌های مرتعی یک رابطه مثبت و معنی‌دار بین میزان نیتروژن معدنی شده و فعالیت آنزیم‌های اوره آز و اینورتاز وجود دارد (۱). ریاحی (۱) گزارش کرد میزان فعالیت آنزیم اوره از و اینورتاز در مدیریت قرق و چرای کنترل شده مناطق سبزکوه و بروجن بیشتر از فعالیت این آنزیم‌ها در مدیریت چرای آزاد بود که نشان می‌دهد یکی از دلایل افزایش معدنی شدن نیتروژن در مدیریت‌های قرق و تحت کنترل افزایش فعالیت‌های آنزیمی در این مناطق باشد. در مطالعه وارد و همکاران (۴۳) تفاوت‌های فصلی در قابلیت دسترسی نیتروژن خاک در همه تیمارها (چرا و قرق) نمایان بود.

با این وجود، نتایج برخی مطالعات حاکی است چرا باعث تحریک فعالیت میکروبی و افزایش معدنی شدن نیتروژن می‌گردد (۷، ۱۶، ۱۸، ۲۱، ۲۴، ۲۹، ۳۶ و ۳۹)، در حالی که سایر مطالعات گزارش کردند اثر شدت‌های متفاوت چرای دام بر معدنی شدن نیتروژن خاک مشخص نبود (۲۱، ۳۵ و ۴۵). بارگر و همکاران (۷) تأثیر پنج شدت چرا (۱/۳، ۲/۷، ۴، ۵/۳ و ۷ گوسفند در هکتار در سال) را بر معدنی شدن کربن و نیتروژن ارزیابی کردند. نتایج آنها نشان داد که معدنی شدن خالص نیتروژن ($NO_3^- + NH_4^+$) بعد از ۱۲ روز انکوباسیون با افزایش شدت چرا افزایش یافت و تغییر در معدنی شدن کربن و نیتروژن باعث کاهش نسبت کربن معدنی شده (به صورت CO_2) به نیتروژن معدنی شده خالص (CO_2-C : net N_{min}) با افزایش شدت چرا شد. با این حال، در گراسلندهای اینرمونگولیای کشور چین، چرای دام سبب کاهش معنی‌دار معدنی شدن تجمعی نیتروژن شد و میزان کاهش به شدت و فصل چرا بستگی داشت (۳۵). از سوی دیگر، چرا سبب کاهش پوشش گیاهی و متعاقب آن افزایش تابش نور خورشید به سطح خاک و تبخیر از سطح خاک می‌شود که تغییر میکرو اقلیم خاک

www.SID.ir

از جمله کاهش رطوبت و بالا رفتن دمای آن را به همرا دارد (۲۱، ۳۷ و۴۱). علاوه برآن، چرای مفرط نیز سبب فشرده شدن و افزایش تراکم خاک و کاهش تهویه آن می‌گردد (۳۷) که ممکن است کاهش معدنی شدن نیتروژن را در پی داشته باشد (۵ و ۲۹). عدم وجود اختلاف در معدنی شدن نیتروژن بین مراتع قرق شده و تحت چرا در منطقه شیدا ممکن است به دلیل کشت و کار برای تولید گندم دیم در مراتع تحت چرا و مصرف کود شیمیایی اوره قبل از رهاسازی کشاورزی، و یا مدت کوتاه زمان قرق (۲ سال) باشد.

آمونیفیکاسیون و نیتریفیکاسیون نسبی

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۲) نشان می‌دهد که اثر مدیریت مرتع بر آمونیفیکاسیون نسبی در هیچ کدام از سه منطقه معنی‌دار نبود و اختلاف معنی‌دار بین درصد آمونیوم تولید شده میان مدیریت‌های قرق، کنترل ورود دام و چرای آزاد در هیچ کدام از مناطق مورد مطالعه مشاهده نشد. ریدر و همکاران (۲۹) واکنش نیتروژن آلی و معدنی به چرای طولانی مدت را در مراتع علف کوتاه بررسی کردند. در این مطالعه تیمارهای چرا شامل چرای فصلی مداوم توسط گوساله‌های یکساله در شدت‌های سنگین (۷۵–۶۰ گوساله)، سبک (۳۵–۲۰ گوساله) و قرق بودند. این محققان افزایش نیتروژن معدنی شده به صورت آمونیوم (NH_4^+-N) را در عمق cm ۹۰–۰ هر دو تیمار چرا در مقایسه با قرق مشاهده نمودند. چرای دام در هیچ کدام از سه منطقه سبز کوه، بروجن و شیدا بر نیتریفیکاسیون نسبی تأثیر معنی‌دار نیز نداشت و نشان می‌دهد نیتریفیکاسیون نسبی هم تحت تأثیر چرا قرار نگرفته است (جدول ۲). در مطالعه ریدر و همکاران (۲۹) جرم کل نیتروژن نیتراتی (NO_3^--N) در عمق cm ۹۰–۰ به طور معنی‌دار در چرای سبک در مقایسه با قرق کمتر بود، در حالی که NO_3^--N در عمق cm ۶۰–۳۰ در تیمار چرای سنگین به طور معنی‌دار بیشتر بود. اخیراً شان و همکاران (۳۵) گزارش کردند چرای پنج ساله در گراسلندهای اینرمونگولیا کشور چین سبب کاهش معنی‌دار نیتریفیکاسیون گردید که دلیل آن را به تغییرات رطوبت و دمای خاک نسبت دادند، ولی لیو و همکاران (۲۱) مشاهده کردند چرای دراز مدت توسط گوسفند سبب افزایش نیتریفیکاسیون خالص در مقایسه با شرایط قرق در گراسلندهای مناطق نیمه خشک غرب چین گردید. در مراتع سبزکوه سرعت نیتریفیکاسیون در مدیریت قرق تقریباً برابر سرعت آمونیفیکاسیون بود در حالی که در دو مدیریت چرا و کنترل شده فرآیند نیتریفیکاسیون غالب بود که می‌تواند به دلیل ورود فضولات دامی غنی از نیتروژن بر اثر حضور دام باشد. اما در مناطق بروجن و شیدا در هر سه مدیریت سرعت نیتریفیکاسیون چندین برابر بیشتر از سرعت آمونیفیکاسیون بود.

پتانسیل معدنی شدن نیتروژن (N_0)

داده‌های مربوط به معدنی شدن تجمعی نیتروژن در مدت ۹۰ روز انکوباسیون با استفاده از معادله سینتیک مرتبه اول استنفورد و اسمیت (۴۰) برازش داده شدند و ضرایب این معادله برآورد گردیدند. نتایج این برازش و ضرایب معادله در جدول ۳ برای هر منطقه ارائه شده است. به طور کلی، روند معدنی شدن نیتروژن با زمان از یک توزیع نمایی پیروی کرد که با معادله مذکور قابل توصیف بود (SE<۰/۱۷ و R^2>۰/۷۹). نتایج نشان داد که در هر سه منطقه تنها بخشی از نیتروژن آلی خاک (بین ۰/۷ تا ۱۴ درصد) بر اثر معدنی شدن به شکل معدنی وقابل جذب تبدیل شده است. در واقع حداکثر نیتروژن موجود در بقایای گیاهی و یا خاک که توانایی و ظرفیت معدنی شدن (N_0) را دارد با سرعت ثابت (k_N) طی زمان انکوباسیون معدنی می‌شود. پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در مرتع تحت قرق منطقه سبز کوه به ترتیب ۱۱۳ و ۱۲۵ درصد بیشتر از پتانسیل سرعت معدنی شدن نیتروژن در مرتع تحت کنترل و چرای آزاد بود (جدول ۳). در منطقه بروجن پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در مدیریت قرق ۱۶/۶ درصد بیشتر از پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در مدیریت کنترل ورود دام و در مدیریت چرای مفرط ۲۴/۵ درصد بیشتر از پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در مدیریت کنترل ورود دام بود. این نتایج نشان می‌دهد که یکی از دلایل

Archive of SID

www.SID.ir

جدول۳. ضرایب معادلات سینتیک مرتبه اول معدنی شدن نیتروژن ($N_t= N_0(1-e^{-kt})$)

مدیریت مرتع	N_0 (%)	k_N (day^{-1})	R^2	SE
سبز کوه				
قرق	۱/۶	۰/۰۱۲	۰/۹۷	۰/۱۰
چرای کنترل شده	۰/۷۷	۰/۰۱۵	۰/۹۴	۰/۰۸
چرای آزاد	۰/۷۳	۰/۰۲۰	۰/۹۴	۰/۰۸
بروجن				
قرق	۱۳/۳	۰/۰۰۱	۰/۹۳	۰/۱۰
چرای کنترل شده	۱۱/۴	۰/۰۰۱	۰/۷۹	۰/۰۹
چرای آزاد	۱۴/۲	۰/۰۰۱	۰/۶۲	۰/۱۰
شیدا				
قرق	۲/۶۸	۰/۰۲۰	۰/۹۸	۰/۱۷
چرای کنترل شده	۱۴/۲	۰/۰۰۱	۰/۹۹	۰/۰۹
چرای آزاد	۶/۷۴	۰/۰۰۲	۰/۹۸	۰/۰۶

N_0: پتانسیل معدنی شدن نیتروژن k_N: ثابت سرعت معدنی شدن نیتروژن

R^2 : ضریب همبستگی SE: خطای استاندارد برآورد

افزایش معدنی شدن نیتروژن در مدیریت قرق در مقایسه با دو مدیریت دیگر مناطق بروجن و سبز کوه افزایش پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در این مدیریت احتمالاً به دلیل کیفیت بالای بقایای گیاهی، افزایش رطوبت خاک و کاهش درجه خشکی سطح خاک بر اثر قرق می‌باشد. در منطقه شیدا بیشترین مقدار پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در مرتع تحت کنترل و کمترین آن در مرتع تحت قرق مشاهده شد. با این حال، آندریولی و همکاران (۵) مشاهده نمودند پتانسیل معدنی شدن خالص نیتروژن در مراتع تحت چرای سنگین تفاوت معنی‌دار با پتانسیل معدنی شدن خالص نیتروژن در مراتع تحت قرق نداشت.

ثابت سرعت معدنی شدن نیتروژن (k_N)

ثابت سرعت معدنی شدن نیتروژن یا ضریب معدنی شدن نشان‌دهنده سرعت معدنی شدن و آزادسازی نیتروژن در واحد زمان است. این ضریب یکی دیگر از ضرایب معادله سینتیک مرتبه اول معدنی شدن نیتروژن است که به طور جداگانه برای هر منطقه و مدیریت در جدول ۳ آورده شده است. در منطقه سبز کوه ثابت سرعت معدنی شدن نیتروژن در مرتع تحت چرای آزاد به ترتیب حدود ۳۳ و ۶۷ درصد بیشتر از مقدار این ثابت در مرتع تحت کنترل و قرق بود. در منطقه بروجن ثابت سرعت معدنی شدن نیتروژن برای هر سه مدیریت مرتع یکسان ولی در مراتع شیدا این ضریب ثابت در مدیریت قرق بزرگتر از مدیریت‌های چرای آزاد و کنترل شده بود.

نتیجه‌گیری

نتایج این بررسی نشان داد فرآیند معدنی شدن نیتروژن تحت تأثیر مدیریت مرتع قرار گرفت، و در مراتع تحت قرق مناطق بروجن و سبز کوه بیشتر از مرتع تحت چرای آزاد می‌باشد که نشان می‌دهد میکروفلور خاک تحت چرا با محدودیت نیتروژن

Archive of SID
www.SID.ir

مواجه بوده و با افزایش شدت چرا تقاضا برای نیتروژن توسط میکروب‌ها افزایش می‌یابد. از این رو، چرا باعث افزایش آلی شدن میکروبی نیتروژن شده و نیتروژن معدنی قابل جذب را از دسترس گیاه خارج می‌کند که در دراز مدت پسخور منفی (Negative feedback) بر رشد گیاهان مرتعی خواهد داشت. مدیریت قرق با جایگزین کردن گیاهان علوفه‌ای با نسبت C/N پائین‌تر و سیستم ریشه‌ای متراکم‌تر به جای گیاهان چوبی با درجه خوش خوراکی کمتر علاوه بر کمیت بقایای گیاهی و مواد آلی ورودی به خاک، کیفیت بیوشیمیایی آنها را نیز تغییر می‌دهد و از این طریق می‌تواند باعث افزایش سرعت معدنی شدن نیتروژن گردد. بهبود شرایط فیزیکی خاک (افزایش رطوبت، بهبود تهویه، کاهش خشکی خاک سطحی) بر اثر قرق نیز می‌تواند سبب افزایش سرعت معدنی شدن نیتروژن گردد.

در مجموع به نظر می‌رسد اثر چرا یا قرق مرتع بر معدنی شدن نیتروژن خاک به نوع اقلیم، نوع پوشش گیاهی و مدت چرا (یا قرق) بستگی دارد و سابقه مدیریت و نوع کاربری اراضی بر روند معدنی شدن نیتروژن خاک نیز مهم است. خاک مراتعی که قبلاً در آنها کشت و کار انجام شده و فعالیت‌های زراعی صورت گرفته در مقایسه با خاک مراتع طبیعی و بومی به قرق و چرای دام عکس‌العمل متفاوت نشان می‌دهند.

سپاسگزاری

هزینه انجام این مطالعه از محل اعتبارات دانشگاه شهرکرد تأمین شده که بدین وسیله قدردانی می‌گردد.

منابع مورد استفاده

۱. ریاحی، م. ۱۳۸۸. اثرات چرا بر فعالیت میکروبی و آنزیمی خاک در برخی مراتع مرجع استان چهارمحال و بختیاری. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد.

2. رئیسی، ف.، ج. محمدی و ا. اسدی. ۱۳۸۴. اثر چرای طولانی مدت بر پویایی کربن لاشبرگ در اکوسیستم مرتعی سبز کوه استان چهارمحال و بختیاری. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی ۳: ۸۱-۹۲.

3. Accoe, F., P. Boeckx, J. Busschaert, G. Hofman and O. van Cleemput. 2004. Gross N transformation rates and net N mineralization rates related to the C and N contents of soil organic matter fractions in grassland soils of different age. Soil Biol. Biochem. 36: 2075-2087.
4. Alef, A. and P. Nannipieri. 1995. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academics Press, London.
5. Andrioli, R.J., R.A. Distel and N.G. Didone. 2010. Influence of cattle grazing on nitrogen cycling in soils beneath Stipa tenuis, native to central Argentina. J. Arid Environ. 74: 419-422.
6. Azadi, H.J., J.V. J. van den Berg, M. Shahvali and G. Hosseininia. 2009. Sustainable rangeland management using fuzzy logic: A case study in Southwest Iran. Agric. Ecosyst. Environ. 131: 193-200.
7. Barger, N.N., D.S. Ojima, J. Belnap, W. Shiping, W. Yanfen and Z. Chen. 2004. Changes in plant functional groups, litter quality, and soil carbon and nitrogen mineralization with sheep grazing in an Inner Mongolian grassland. J. Range Manage. 57: 613-619.
8. Biondini, M.E. and L. Manske. 1996. Grazing frequency and ecosystem processes in a northern mixed prairie, USA. Ecol. Appl. 6: 239-256.
9. Biondini, M.E., B.D. Patton and P.E. Nyren. 1998. Grazing intensity and ecosystem processes in a northern mixed-grass prairie, USA. Ecol. Appl. 8: 469-479.
10. Blake, G.R. and K.H. Hartge. 1986. Bulk density. PP. 364-367, *In*: Methods of Soil Analyses. Part 1, Physical and Mineralogical Methods, Klute, A. (Ed.), Agron. Monogr. 9. 2nd ed., ASA and SSSA, Madison, WI, USA.
11. Brown, L.R. 2002. World's rangelands deteriorating under mounting pressure. Earth Policy Institute. http: // www.earth-policy.org/Update 6 –printable.htm.
12. De Neve, S. and G. Hoffman. 1996. Modeling N mineralization of vegetable crop residues during laboratory incubations. Soil Biol. Biochem. 28: 1451-1457.

Archive of SID

www.SID.ir

13. Drinkwater, L.E., C.A. Cambarella, J.D. Reeder and C.W. Rice. 1996. Potentially mineralizable nitrogen as an indicator of biologically active soil nitrogen. PP. 217-229, *In*: Doran, J.W. and A.J. Jones (Eds.), Methods for Assessing Soil Quality. SSSA Special Publication 49. Madison, WI, USA.
14. Eneji, A.E., T. Honna, S. Yamamoto, T. Saito and T. Masuda. 2002. Nitrogen transformation in four Japanese soils following manure+urea amendment. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 33: 53-66.
15. Fernandez, D.P., J.C. Neffa and R.L. Reynolds. 2008. Biogeochemical and ecological impacts of livestock grazing in semi-arid southeastern Utah, USA. J. Arid Environ. 72: 777-791.
16. Frank, D.A., P.M. Groffman, R.D. Evans and B.F. Tracy. 2000. Ungulate stimulation of nitrogen cycling and retention in Yellowstone Park grasslands. Oecologia 123: 116-121.
17. Gee, G.W. and J.W. Bauder. 1982. Particle-size analyses. PP. 383-411, *In*: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analyses. Part 1. Physical and Mineralogical Methods, 2nd ed., American Society of Agronomy, Madison, WI. USA.
18. Hamilton, E.W. and D.A. Frank. 2001. Can plant stimulate soil microbes and their own nutrient supply? Evidence for a grazing tolerant grass. Ecology 82: 2397-2402.
19. Jeddi, K. and M. Chaieb. 2010. Changes in soil properties and vegetation following livestock grazing exclusion in degraded arid environments of South Tunisia. Flora 205: 184-189.
20. Jia, B., G. Zhou, F. Wang, Y. Wang and E. Weng. 2007. Effects of grazing on soil respiration of *Leymus chinensis* steppe. Climatic Change 82: 211-223.
21. Liu, T., Z. Nan and F. Hou. 2011. Grazing intensity effects on soil nitrogen mineralization in semi-arid grassland on the Loess Plateau of northern China. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 91: 67-75.
22. Marriott, C.A., K. Hood, J.M. Fisher and R.J. Pakeman. 2009. Long-term impacts of extensive grazing and abandonment on the species composition, richness, diversity and productivity of agricultural grassland. Agric. Ecosyst. Environ. 134: 190-200.
23. McLean, E.O. 1982. Soil pH and lime requirement. PP. 199-224, *In*: Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeney (Eds.), Methods of Soil Analyses. Part 2. Chemical and Microbiological Properties, 2nd ed., American Society of Agronomy, Madison, WI, USA.
24. Olsen, Y.S., A. Dausse, A. Garbutt, H. Ford, D.N. Thomas and D.L. Jones. 2011. Cattle grazing drives nitrogen and carbon cycling in a temperate salt marsh. Soil Biol. Biochem. 43: 531-541.
25. Paul, E.A. 2007. Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry. 3rd ed., Academic Press-Elsevier, USA.
26. Peco, B., A.M. Sánchez and F.M. Azcárate. 2006. Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. Agric. Ecosyst. Environ. 113: 284-294.
27. Raiesi, F. and E. Asadi. 2006. Soil microbial activity and litter turnover in native grazed and ungrazed rangelands in a semiarid ecosystem. Biol. Fertil. Soils 43: 76-82.
28. Reeder, J.D. and G.E. Schuman. 2002. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. Environ Pollut. 116: 457-463.
29. Reeder, J.D., G.E. Schuman, J.A. Morgan and D.R. LeCain. 2004. Response of organic and inorganic carbon and nitrogen to long-term grazing of the short grass Steppe. Environ. Manage. 33: 485-495.
30. Rice, C.W. and C.E. Owensby. 2001. The effects of fire and grazing on soil carbon in rangelands. PP. 323-342, *In*: Follet, R.F., J.M. Kimble and R. Lal (Eds.), The Potential of U.S Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effects, CRC Press, Boca Raton.
31. Risch, A.C., M.F. Jurgensen and D.A. Frank. 2007. Effects of grazing and soil micro-climate on decomposition rates in a spatio-temporally heterogeneous grassland. Plant Soil 298: 191-201.
32. Schlesinger, W.H. 1997. Biogeochemistry: An Analysis of Global Change. Academic Press, San Diego.
33. Schuman, G.E., H.H. Janzen and J.E. Herrick. 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. Environ Pollut. 116: 391-396.
34. Schuman, G.E., J.D. Reeder, J.T. Manley, R.H. Hart and W.A. Manley. 1999. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. Ecol. Appl. 9: 65-71.
35. Shan, Y., D. Chen, X. Guan, S. Zheng, H. Chen, M. Wang and Y. Bai. 2011. Seasonally dependent impacts of grazing on soil nitrogen mineralization and linkages to ecosystem functioning in Inner Mongolia grassland. Soil Biol. Biochem. 43: 1943-1954.
36. Shariff, A.R. M.E. Biondini and C.E. Grygiel. 1994. Grazing intensity effects on litter decomposition and soil nitrogen mineralization. J. Range Manage. 47: 444-449.
37. Sharrow, S.H. 2007. Soil compaction by grazing livestock in silvo-pastures as evidenced by changes in soil physical properties. Agroforest Sys. 71: 215-223.
38. Singer, F.J. and K.A. Schoenecker. 2003. Do ungulates accelerate or decelerate nitrogen cycling? Forest Ecol. Manage. 181: 189-204.

www.SID.ir

39. Snyman, H.A. and C.C. Du Preez. 2005. Rangeland degradation in a semi-arid South Africa - II. influence on soil quality. J. Arid Environ. 60: 483-507.
40. Stanford, G. and S.J. Smith. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 36: 465-472.
41. Taddese, G., M.A. Mohamed Saleem, A. Abyie and A. Wagnew. 2002. Impact of grazing on plant species richness, plant biomass, plant attribute, and soil physical and hydrological properties of Vertisol in East African highlands. Environ. Manage. 29: 279-289.
42. Wang, C., X. Han and X. Xing. 2010. Effects of grazing exclusion on soil net nitrogen mineralization and nitrogen availability in a temperate steppe in northern China. J. Arid Environ. 74: 1287-1293.
43. Ward, S.E., R.D. Bardgett, N.P. Mcnamara and J.K. Adamson. 2007. Long-term consequences of grazing and burning on northern peatland carbon dynamics. Ecosystems 10: 1069-1083.
44. Wu, H., M. Dannenmann, N. Fanselow and B. Wolf et al. 2011. Feedback of grazing on gross rates of N mineralization and inorganic N partitioning in steppe soils of Inner Mongolia. Plant Soil 340: 127-139.
45. Xu, Y.Q., L.H. Li, Q.B. Wang, Q.S. Chen and W.X. Cheng. 2007. The pattern between nitrogen mineralization and grazing intensities in an Inner Mongolian typical steppe. Plant Soil 300: 289-310.

Archive of SID

www.SID.ir

Potential Soil N Mineralization in Rangeland Ecosystems with Long-Term Free Grazing and Ungrazing Regimes in Different Climates

M. Riahi and F. Raiesi[1]*

(Received : Jul.18-2010; Accepted : Jan. 15-2012)

Abstract

Mountainous landscapes in Central Zagros are mainly used as grazing rangelands to feed animals and are heavily degraded. Overgrazing may impose a negative effect on rangeland productivity and sustainability through significant changes in soil properties. Soil nitrogen (N) mineralization is one of the key biological processes that might be affected by biotic and abiotic factors including range grazing regime or intensity. The primary objective of this study was to assess the effects of rangeland management (grazing and ungrazing regimes) on soil N mineralization in natural rangelands of Chaharmahal VA Bakhtiyari province. Three range management regimes including a) long-term ungrazed, b) controlled grazed and c) freely- (over)-grazed plots in a close vicinity were selected in three regions consisting of SabzKouh (protected from grazing for 18 years), Boroujen (protected from grazing for 23 years) and Sheida (protected from grazing for 2 years), and soil samples were collected from 0-15 cm depth for some physical and chemical properties. Soil N mineralization was measured under standard laboratory conditions. At SabzKouh, the effect of range management on the cumulative N mineralization and the proportion of N mineralized (%) was significant ($P<0.05$) and ungrazing regime resulted in 89% and 96% increases in soil N mineralization in ungrazed rangelands compared with controlled grazed and freely- grazed rangelands, respectively. Similarly, soil N mineralization was significantly greater ($P<0.05$) in ungrazed rangelands (3.3- to 3.5-folds) than in controlled grazed and freely-grazed rangelands at Boroujen site. However, at Sheida site with short-term ungrazing period and cropping history there were no significant and considerable differences in soil N mineralization among the three grazing regimes. Briefly, degraded rangelands at SabzKouh and Boroujen sites seem to recover rather quickly from long-term overgrazing with a proper grazing management, while rangeland ecosystems at Sheida site need a much longer period for steady-state conditions and for improvements in soil quality and fertility after long-term soil degradation and disturbance.

Archive of SID

Keywords: Rangeland ecosystems, Grazing management, Overgrazing, Soil N mineralization, Potential N mineralization.

1. Former MSc. Student and Assoc. Prof. of Soil Sci., Respectively, College of Agric., Sharekord Univ., Shahrekord, Iran.

*: Corresponding Author, Email: f_raiesi@yahoo.com

www.SID.ir