اثر چرای دراز مدت بر پویایی کربن لاشبرگ در اکوسیستم مرتعی سبزکوه استان چهارمحال و بختیاری

فایز رئیسی[۱]، اسماعیل اسدی[۲] و جهانگرد محمدی[۱]

چکیده

در اکوسیستم‌های مرتعی، چرای مفرط باعث تغییراتی در پویایی کربن بقایای گیاهی و ماده آلی خاک می‌شود. هدف این پژوهش بررسی کیفیت شیمیایی بقایای سه گونه غالب مرتعی و ارتباط آن با پویایی کربن لاشبرگ تحت مدیریت‌های مختلف چرا و قرق در مراتع سبزکوه می‌باشد. این بررسی در مراتع مشجر منطقه سبزکوه (استان چهار محال و بختیاری) صورت گرفت. نمونه برداری از گیاهان مرتعی غالب شامل اگروپایرون (*Agropyron intermedium*)، جو پیازدار (*Hordeum bulbosum*) و جگن (*Juncus stenophylla*) از یک منطقه تحت قرق ۱۵ ساله برداشت و مقدار نیتروژن، فسفر و پتاسیم در نمونه‌ها اندازه‌گیری شد. علاوه بر این، سرعت تجزیه لاشبرگ گونه‌ها پس از یک سال خواباندن تحت شرایط طبیعی تعیین گردید. مقدار متوسط نیتروژن در لاشبرگ آگرو پایرون، جگن و جو پیازدار به ترتیب ۱/۳۷، ۱/۳۶ و ۰/۹۸ در صد بود. بنابراین با در نظر گرفتن ۵۰٪ کربن در ماده خشک، نسبت کربن به نیتروژن (C/N) برای گونه‌های آگروپایرون، جگن و جو پیازدار به ترتیب ۳۷/۳۷،۳/۲ و ۵۱/۱ خواهد بود. لاشبرگ‌های آگروپایرون، جگن و جو پیازدار به ترتیب حاوی ۰/۱۳، ۰/۱۲ و ۰/۲۱ درصد فسفر و ۱/۰۱،۱/۰۴ و ۱/۷۲ در صد پتاسیم بودند. نتایج پویایی کربن نشان می‌دهد که اختلاف بین سرعت تجزیه لاشبرگ در منطقه چرا و منطقه قرق معنی دار نیست ($p > ۰/۰۵$)، ولی این اختلاف بین گونه‌های مطالعه شده از نظر آماری بسیار معنی‌دار است ($p < ۰/۰۱$). نتایج نشان می‌دهند که ظاهراً روند تجزیه این بقایای گیاهی در ابتدا با نسبت C/N هم‌بستگی دارد ولی در خلال فرآیند تجزیه سایر خصوصیات کیفی لاشبرگ و شرایط محیطی خاک تأثیر گذار خواهند بود. بنابراین می‌توان چنین نتیجه‌گیری کرد که اثر نوع لاشبرگ گیاهی و کیفیت آن به روی تجزیه پذیری به مراتب ملموس‌تر از اثر چرا (قرق) است.

واژه‌های کلیدی: توده زنده مرتع، تجزیه‌پذیری لاشبرگ، کیفیت لاشبرگ، قرق مرتع، چرای مفرط، سبزکوه، چهارمحال و بختیاری

۱. به ترتیب استادیار و دانشیار خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

۲. استادیار مرتع و آبخیزداری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1384.9.3.7.4]

مقدمه

مراتع یکی از منابع مهم تولید علوفه به شمار می‌روند (۳). عدم تعادل بین ظرفیت مرتع و تعداد دام از یک طرف و چرای مفرط و پیوسته از طرف دیگر موجب ایجاد تغییرات زیادی در پوشش گیاهی و خصوصیات گوناگون خاک در مقیاس اکوسیستم می‌شود (۱). یکی از مکانیسم‌های اثر چرا بر تولید مرتع، ایجاد تغییرات ملموس در بعضی خصوصیات خاک می‌باشد. بر اساس نتایج تحقیقات انجام شده در اکوسیستم‌های مختلف مرتعی، اولین اثر غیر مستقیم و بارز چرای بی رویه و مستمر که ممکن است بر خاک داشته باشد، برداشت و خروج پوشش گیاهی از اکوسیستم و به دنبال آن آثار منفی بر چرخش عناصر غذایی و قابلیت جذب آنها می‌باشد (۶ ، ۹ و ۱۹). ایجاد هرگونه اختلال در چرخش عناصر غذایی خاک ممکن است در دراز مدت منجر به کاهش باروری خاک و در نتیجه تخریب آن شود (۸). نتایج بررسی‌های گذشته حاکی از این است که چرای مفرط و مستمر و در پی آن برداشت کامل پوشش گیاهی توسط دام، باعث افزایش سرعت روان آب (runoff)، کاهش کربن و عناصر غذایی خاک و افزایش فشردگی و تراکم آن می‌شود که پیامد چنین تحولاتی افزایش سرعت فرسایش خاک است (۲، ۶، ۷ و ۱۰). یکی از روش‌های اتلاف کربن و عناصر غذایی ذخیره شده در خاک، فرسایش سطحی آن است که پس از سال‌های متمادی، پایداری خاک و به دنبال آن تعادل و پایداری اکوسیستم را تغییر می‌دهد. از طرف دیگر چرای بی رویه، حاصل‌خیزی خاک‌های مرتعی را محدود می‌سازد، زیرا در این نوع خاک‌ها مصرف کودهای شیمیایی برای تأمین عناصر غذایی لازم برای رشد و نمو گیاه و جبران کمبود آنها معمول نمی‌باشد و عملاً برگشت عناصر غذایی به خاک بسیار اندک است (۵). علاوه براین، اثر مستقیم چرا به طرق مختلف (شامل خروج و توزیع عناصر غذایی، تولید فضولات دامی، پاکوبی و تراکم خاک، به هم خوردگی لایه سطحی خاک) خصوصیات شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیک خاک را شدیداً تحت تأثیر قرار می‌دهد (۴، ۱۰، ۱۲، ۱۷ و ۱۸).

مواد آلی نقش بسیار مهمی بر مقدار و قابلیت جذب عناصر غذایی لازم برای موجودات هتروترف خاک و نباتات دارند. معمولاً برداشت پوشش گیاهی توسط دام، باعث کاهش ورود بقایای گیاهی به خاک و در نتیجه تنزل میزان عناصرغذایی آن می‌شود. کاهش سرعت ورود این مواد به خاک، پویایی ماده آلی خاک، که تنها منبع عرضه کننده نیتروژن ، فسفر و گوگرد در خاک مراتع طبیعی به شمار می‌آید را تحت تأثیر قرار می‌دهد (۶، ۱۷و۱۸). معمولاً هرگونه کاهش در ورود بقایای گیاهی به خاک موجب اختلال در فعالیت موجودات تجزیه کننده مواد به جا مانده و در حقیقت کاهش سرعت تجزیه مواد آلی خاک می‌شود (۱۵). بدین ترتیب برگشت بقایای گیاهان مرتعی به خاک و تجزیه سریع آنها برای تجدید ذخایر عناصر غذایی خاک‌های مرتعی و در نتیجه افزایش حاصل‌خیزی آنها، افزایش تولید و نیز کیفیت علوفه برای دام حائز اهمیت است (۷و۱۱). سرعت تجزیه و معدنی شدن مواد گیاهی بستگی به شرایط محیطی و ترکیب شیمیایی بقایای باقی مانده دارد (۱۱،۱۵و۱۶). سرعت تجزیه بقایای گیاهان گوناگون به لحاظ وجود اختلاف در ترکیباتی همانند پروتئین، سلولز، لیگنین و همی سلولز نیز متفاوت است (۴ ، ۱۴ و ۱۵). بر این اساس، ترکیب گونه گیاهی در یک اکوسیستم ممکن است اثر قابل توجهی بر سرعت تجزیه مواد، چرخش عناصر غذایی و سرانجام توان باروری خاک دارد (۱۱و ۱۵). تحقیقات انجام شده نشان می‌دهند که معمولا" چرا باعث کاهش مقدارکربن و نیتروژن در خاک شده ولی سرعت تجزیه مواد گیاهی را افزایش می‌دهد (۱۰و۱۸). چرای مرتع از طریق افزایش فضولات دامی ممکن است باعث افزایش تجزیه بستره (Substrate) و چرخش سریع کربن و نیتروژن خاک شود. با وجود این، اثر چرا بر تجزیه مواد آلی خاک در اکوسیستم‌های مرتعی مختلف یکسان نیست و نتایج متفاوتی منتشر شده است. از جهت دیگر، به نظرمی رسد که هنوز اثر چرا بر پویایی مواد آلی خاک به طور کامل شناخته نشده است (۶، ۷ ، ۱۱ و۱۸) و این که در اکوسیستم‌های مرتعی مناطق خشک و نیمه خشک، به ویژه در شرایط ایران، چنین

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1384.9.3.7.4]

مطالعاتی انجام نشده است. بنابراین، هدف از این بررسی ۱) بررسی کیفیت مواد گیاهی تولید شده و ارتباط آن با سرعت تجزیه بقایای سه گونه مرتعی تحت شرایط طبیعی در ارتفاعات زاگرس (در منطقه سبزکوه که بخشی از این مراتع از سال ۱۳۶۴ تا کنون تحت قرق دائم بوده است) و ۲) ارزیابی اثرچرای بی رویه و دائم بر سرعت تجزیه بقایای گیاهی می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد بررسی در بخشی از مراتع سبزکوه در ارتفاعات زاگرس مرکزی در استان چهارمحال و بختیاری قراردارد. این منطقه درجنوب شرقی استان و در فاصله ۱۲۰ کیلومتری جنوب شرقی شهرکرد (مرکز استان) واقع شده است. منطقه کوهستانی و ارتفاع متوسط ۳۰۰۰ متر بالاتر از سطح دریا و میانگین بارندگی ۸۶۰ میلی‌متر در سال است. متوسط درجه حرارت سالیانه ۶/۷ درجه سانتی‌گراد است که حداکثر مطلق آن در تیر ماه و حداقل مطلق درجه حرارت در دی ماه گزارش شده است (۱). از نظرتوپوگرافی، منطقه در یک دره بزرگ قرار دارد و بریدگی‌ها و صخره‌های فراوان باعث ایجاد سیمایی پیچیده با شیب‌های نسبتاً تند گردیده است. شیب عمومی منطقه مورد مطالعه جنوبی است. ناحیه مورد مطالعه پوشیده از گیاهان علفی، بوته‌ای، درختچه‌ای و درختی است (۱). گیاهان غالب علفی شامل:

Agropyron intermedium (Host) P. Beauv, *Hordeum bulbosum* L., *Juncus stenophylla* L., *Bromus tomentellus* Boiss. , *Bromus tectorum* L., *Bromus danthoniae* Trin., *Poa bulbosa* L.

و گونه‌های درختی شامل:

Acer Persicum A. Pojark, *Fraxinus rotundifolia* Mill, *Crataegus azarolus* L., *Juniperus polycarpos* C.Koch

و گونه‌های درختچه‌ای شامل:

Daphne mucronata Royle., *Astragalus adscendens* Boiss & Havsskn., *Amygdalus orientalis* DUH.

است.

خاک منطقه از سازند سروک با جنس مارن و آهک که مربوط به تشکیلات زمین شناسی دوران دوم، به ویژه کرتاسه، می‌باشد تشکیل شده است. بافت این خاک شامل۴۲ درصد رس، ۳۵ درصد سیلت و ۲۳ درصد شن می‌باشد. دامنه pH خاک‌های منطقه خنثی و قلیایی ضعیف و بین ۷ تا ۸ در نوسان است. خاک منطقه به طور متوسط دارای جرم مخصوص ظاهری برابر ۱/۱۱ گرم بر سانتی‌متر مکعب و میزان آهک از ۱۰ تا۴۰ درصد در افق‌های روئین و بیش از ۵۰ در صد در افق‌های زیرین متغیر است (جدول ۱).

حدود ۴۰۰ هکتار از این مراتع در قالب طرح حفاظت و احیای مراتع به مدت ۱۵ سال (از سال ۱۳۶۴) به وسیله سیم خاردار محصور و تحت قرق کامل بوده است. بر اساس نوع، تراکم و ترکیب پوشش گیاهی، منطقه قرق به دو ناحیه کوچک‌تر تقسیم گردید. ناحیه اول با پوشش علفی غالب و ناحیه دوم با پوشش درختی غالب، که مساحت هر ناحیه تقریباً حدود ۱۰ هکتار می‌باشد. ناحیه چرا نیز با مساحت حدود ۱۰ هکتار که در فاصله ۳ کیلومتری ناحیه قرق قرار دارد با شرایط نسبتاً یکسان آب و هوایی، هیدرولوژیکی، توپوگرافی و زمین شناسی انتخاب شد. بیش از ۹۰ درصد پوشش گیاهی، به ویژه گیاهان علفی، در ناحیه چرا تخریب و یا توسط دام تعلیف می‌شود و تنها گیاهان درختی و بوته‌ای خشبی مانند خوشک (دافنه *Daphne mucronata* Royle) باقی می‌ماند. دام‌های منطقه و عشایر (اکثراً گوسفند با تعداد نامشخص و متغیر) دائماً در عرصه چرا در حال تردد و چرا هستند. فعالیت کشاورزی در منطقه مورد مطالعه به ندرت صورت می‌پذیرد.

در اواخر بهار سال ۱۳۷۹، میزان بیوماس تولید شده در هر دو ناحیه قرق با استفاده از کوادرات‌های ۱ مترمربع به صورت تصادفی اندازه‌گیری شد. در هر ناحیه کلیه گیاهان علفی موجود در۱۶ کوادرات کف بر و در کیسه‌های نایلونی به آزمایشگاه منتقل گردید. سپس ضمن تفکیک گونه‌های مرتعی، وزن خشک هر کدام محاسبه شد. بخشی از بیوماس گونه‌های غالب برای اندازه‌گیری نیتروژن، فسفر و پتاسیم مورد استفاده قرار گرفت. نمونه‌هایی از سه گیاه مرتعی غالب (که بقایای زیادی را به خاک اضافه می‌کنند) شامل اگروپایرون

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1384.9.3.7.4]

جدول ۱. بعضی از مشخصات شیمیایی و فیزیکی خاک‌های مرتعی منطقه سبزکوه

جرم مخصوص ظاهری ($g\ cm^{-3}$)	pH (-)	C (%)	N (%)	P ($mg\ kg^{-1}$)	K ($mg\ kg^{-1}$)	C/N (-)	بافت خاک (٪)		
							رس	سیلت	شن
۱/۱۱	۷/۵	۳/۷	۰/۱۵۲	۵۴/۴	۲۵۴/۳	۳۰	۴۲	۳۵	۲۳

(*Agropyron intermedium*)، جو پیاز دار (*Hordeum bulbosum*) و جگن (*Juncus stenophylla*) برای اندازه‌گیری سرعت تجزیه لاشبرگ به صورت زیر آماده شد (۱۷):

ابتدا کلیه نمونه‌ها در شرایط هوای آزاد مجدداً خشک شدند. سپس مقدار ۰/۰۵± ۳ گرم از بقایای هر گونه گیاهی (شامل برگ، ساقه، بذر) در داخل کیسه‌های توری شکل با ابعاد ۱۷×۲۰ cm^2 و منافذ ۱ میلی‌متری قرار داده شد. در مجموع ۱۴۴ کیسه لاشبرگ (۳ ناحیه × ۳ گونه × ۴ تکرار ×۴ زمان) برای اجرای آزمایش یک ساله آماده گردید. ۱۶ کیسه از هر گونه گیاهی در ناحیه قرق با پوشش علفی، ناحیه قرق با پوشش درختی و ناحیه چرا در عمق ۱۵ cm خاک در مهر ماه ۱۳۷۹ در نقاط مختلف سه ناحیه دفن (Incubation) گردید. پس از ۳، ۶، ۹ و ۱۲ ماه، ۴ کیسه از هر گونه بازیابی و به آزمایشگاه منتقل گردید. سپس مواد خاکی چسبیده به بقایای گیاهی به روش غوطه ور شدن شسته شدند و در دمای ۷۰ ^oC خشک و مجدداً توزین گردیدند. بر اساس وزن باقی مانده (Remaining mass) سرعت تجزیه این سه گونه در هر سه ناحیه با استفاده از معادله زیر محاسبه گردید (۲۴).

$$RM = \frac{M_t}{M_.} \times ۱۰۰ \qquad [۱]$$

در این فرمول RM وزن باقی مانده (در صد)، M_t وزن بقایای گیاهی (گرم) در زمان t و $M_.$ وزن اولیه بقایای گیاهی (گرم) است. سپس ضریب ثابت تجزیه ((k) به صورت زیر محاسبه شد (۲۴):

$$Ln(\frac{M_t}{M_.}) = -kt \qquad [۲]$$

ابتدا داده‌های حاصل از تجزیه شیمیایی لاشبرگ دو ناحیه قرق با آزمون t در سطح احتمال ۰/۰۵ مورد مقایسه قرار گرفتند. سپس مقایسه بین وزن باقی مانده و ضریب تجزیه پذیری بقایای سه گونه گیاهی در سه ناحیه فوق به کمک جدول تجزیه واریانس (آزمون F) و مقایسه میانگین‌ها در سطح ۰/۰۵ با آزمون استیودنت- نیومن-کلز (Student-Newman-Keuls) و به کمک نرم افزار آماری سیگما استت (SigmaStat) انجام شد.

نتایج و بحث

تولید بیوماس

میزان تولید بیوماس، تنها در منطقه قرق اندازه‌گیری شد و نتایج آن در جدول ۲ ارائه شده است. به لحاظ برداشت بیش از اندازه بیوماس و تغذیه آن توسط دام در زمان نمونه برداری (تیر ماه ۱۳۷۹) در ناحیه چرا، اندازه‌گیری تولید بیوماس در این ناحیه صورت نگرفت. در واقع بیوماس تولید شده در ناحیه چرا بسیار ناچیز و غیر قابل اندازه‌گیری بود. همان طوری که نتایج نشان می‌دهند در هر دو ناحیه قرق، مقادیر متفاوتی بیوماس توسط هرگیاه تولید شده است (جدول۲). آگروپایرون، جو پیازدار و یونجه حداکثر بیوماس را در ناحیه قرق تولید کرده‌اند، که مبین این است هر سه گونه گیاهی به لحاظ تولید لاشبرگ بیشتر، ممکن است بیش از سایر گونه‌های در حال رشد خصوصیات بیولوژیک خاک مانند کربن و نیتروژن خاک و فعالیت میکروبی را تحت تأثیر قرار دهند. سایر گونه‌های مرتعی در درجه بعدی اهمیت قرار می‌گیرند. نتایج پژوهش‌های گذشته نشان می‌دهند که تغییر و تحول عناصر غذایی خاک در بعضی شرایط شدیداً تحت الشعاع نوع و مقدار پوشش گیاهی قرار می‌گیرد (۱۵و۲۱).

این نتایج نشان می‌دهند که در شرایط قرق، وجود پوشش

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1384.9.3.7.4]

جدول ۲. میزان بیوماس تولید شده ($g\ m^{-2}$) توسط تعدادی از گونه‌های مرتعی در منطقه قرق سبزکوه

گونه مرتعی	قرق با پوشش علفی	قرق با پوشش درختی
Agropyron intermedium	۱۹/۴۸	۴۴/۲۹
Hordeum bulbosum	۱۲/۷۸	۲۲/۱۸
Poa bulbosa	۰/۲۳	۲/۳۵
Medicago sativa	۶/۸۵	۳/۵۵
Juncus stenophylla	۲/۶۲	۰/۲۰
Bromus tomentellus	۱/۸۱	۰/۳۳
Bromus tectorum	۰/۳۸	۰/۳۰

غالب درختی باعث افزایش تولید بیوماس بعضی از گونه‌های مرتعی مانند آگروپایرون، جو پیازدار و پوآ می‌شود. در حالی که بعضی از گونه‌ها مانند یونجه، جگن و بروموس‌ها در مناطقی با پوشش غالب مرتعی بیوماس بیشتری را تولید می‌کنند. یکی از دلایل احتمالی این رفتار، واکنش متقابل مثبت بین گونه‌های چوبی و علفی است که در اکوسیستم‌های طبیعی به وقوع می‌پیوند (۲۱و۲۲). از طرف دیگر اثر متقابل بین خاک و گیاه نیز ممکن است باعث ایجاد تغییراتی در شرایط خاک و یا تغییراتی در جامعه و پوشش گیاهی شود (۸ و۲۰). بر اساس نتایج این مطالعه، چرای بی رویه باعث خروج بیوماس از اکوسیستم‌های مرتعی و در نتیجه آن کاهش مواد آلی خاک می‌شود. از آنجایی که مواد آلی خاک تنها منبع عرضه کننده عناصر غذایی برای رشد و نمو گیاه است، به نظر می رسد که این اثر چرا ممکن است در دراز مدت پسخور (Feedback) منفی بر تولیدات مرتع و در نهایت تولید علوفه خشک داشته باشد. از جهت دیگر، عدم برگشت عناصر غذایی برداشت شده (و خارج شده) از خاک توسط دام باعث کاهش تدریجی درکیفیت علوفه (۵ و ۷) و در نتیجه آن کاهش تولیدات دامی خواهد شد.

کیفیت لاشبرگ

جدول ۳ نتایج تجزیه شیمیایی مربوط به تعدادی از گونه‌های مرتعی در حال رشد را در ناحیه قرق نشان می‌دهد. نتایج این جدول حاکی از این است که غلظت نیتروژن کل، فسفر و پتاسیم در لاشبرگ گونه‌های مرتعی متفاوت می‌باشد. ولی آزمون t نشان داد که اختلاف بین غلظت نیتروژن، فسفر و پتاسیم در لاشبرگ گونه‌های مختلف در هر دو ناحیه قرق به‌طور معنی‌داری محسوس نیست ($p > ۰/۰۵$). بر این اساس، متوسط غلظت عناصر غذایی در لاشبرگ هرگونه برای هر دو ناحیه محاسبه گردید. مقدار متوسط نیتروژن در لاشبرگ آگروپایرون، جگن و جو پیازدار به ترتیب ۱/۳۷، ۱/۳۶ و ۰/۹۸ در صد بود. بنابراین با در نظر گرفتن ۵۰٪ کربن در ماده خشک، نسبت کربن به نیتروژن برای گونه‌های آگرو پایرون، جگن و جو پیازدار به ترتیب ۳۷/۲، ۳۷/۳ و ۵۱/۱ خواهد بود. لاشبرگ‌های آگروپایرون، جگن و جو پیازدار به ترتیب حاوی ۰/۱۳، ۰/۱۲ و ۰/۲۱ درصد فسفر و ۱/۰۴، ۱/۰۱ و ۱/۷۲ در صد پتاسیم بودند. به طور کلی، میانگین غلظت نیتروژن، فسفر و پتاسیم در لاشبرگ پوآ بیشتر از سایر لاشبرگ‌هاست، ولی این تفاوت معنی‌دار نیست ($p>۰/۰۵$). هم‌چنین این گیاه دارای پایین‌ترین نسبت کربن به نیتروژن می‌باشد. علاوه بر این، لاشبرگ گیاهانی که دارای فسفر و پتاسیم بیشتری هستند حاوی نیتروژن کمتری‌تر می‌باشند (جدول ۳).

در مجموع کیفیت شیمیایی لاشبرگ پوآ نسبتاً بالا ولی لاشبرگ آگروپایرون و جگن دارای کیفیت نسبتاً مشابه و بهتر

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1384.9.3.7.4]

جدول ۳. ترکیب شیمیایی لاشبرگ گونه‌های مختلف گیاهان مرتعی در ناحیه قرق منطقه سبز کوه (تغییرات بین غلظت عناصر غذایی اندازه‌گیری شده در لاشبرگ گونه‌های مرتعی معنی‌داری نبود)

گونه مرتعی	قرق با پوشش علفی				قرق با پوشش درختی			
	P (٪)	K (٪)	N (٪)	C/N (–)	P (٪)	K (٪)	N (٪)	C/N (–)
Agropyron intermedium	۰/۱۲۷	۱/۵۲	۱/۵۵	۳۲/۳	۰/۱۳۳	۰/۵۵	۱/۱۹	۴۲/۰
Hordeum bulbosum	۰/۲۵۴	۱/۵۶	۰/۹۳	۵۴/۱	۰/۱۶۷	۱/۸۷	۱/۰۴	۴۸/۱
Medicago sativa	۰/۲۳۹	۱/۴۰	۱/۹۱	۲۶/۲	۰/۱۰۵	۰/۶۲	۱/۱۲	۴۴/۷
Juncus stenophylla	۰/۱۳۳	۱/۱۳	۱/۲۲	۴۱/۰	۰/۱۰۵	۰/۸۹	۱/۴۹	۳۳/۶
Poa bulbosa	۰/۲۰۲	۰/۶۶	۱/۷۸	۲۸/۱	۰/۲۸۵	۲/۴۲	۱/۷۸	۲۸/۱
Bromus tomentellus	۰/۱۰۵	۱/۷۹	۰/۹۸	۵۱/۰	nd	nd	nd	nd
Bromus tectorum	۰/۱۸۶	۱/۷۶	۱/۲۳	۴۰/۷	nd	nd	nd	nd

nd: اندازه‌گیری نشد.

از لاشبرگ جو پیازدار است. هر نوع اختلاف در میزان عناصر غذایی در لاشبرگ گیاه سرعت تجزیه آن را در مراحل مختلف زیست تجزیه (تخریب بیولوژیک) تحت تأثیر قرار می‌دهد (۴، ۱۷و۲۲).

تجزیه پذیری لاشبرگ

نتایج آزمایش تجزیه لاشبرگ سه گونه غالب مرتعی که نسبتاً لاشبرگ زیادی را تولید و به سطح خاک اضافه می‌کنند در جدول ۴ و شکل ۱ ارائه شده است. چرای مفرط اثر معنی‌داری بر در صد تجزیه لاشبرگ گیاه ظرف سه ماه پس از آغاز مرحله تجزیه نداشت، ولی سرعت تجزیه بین سه گونه در هر سه ناحیه متفاوت بود و اختلاف بسیار معنی‌داری ($p = ۰/۰۰۲$) را نشان داد (شکل ۱). نتایج نشان می‌دهد که لاشبرگ اگروپایرون حدود ۳۲ درصد، جو پیازدار ۲۲ درصد و جگن ۳۸ در صد وزن اولیه خود را ظرف سه ماه از دست داده‌اند (جدول ۴). سرعت تجزیه لاشبرگ اگروپایرون و جگن یکسان، در حالی که در مقایسه با جو پیازدار لاشبرگ هر دو گیاه سریع‌تر تجزیه شدند. علاوه بر این، اثر متقابل بین نوع گونه و ناحیه نیز معنی‌دار بود ($p<۰/۰۵$). پس از ۶ ماه، سرعت تجزیه لاشبرگ‌ها روند نسبتاً مشابهی را نشان داد، با این تفاوت که سرعت تجزیه در لاشبرگ آگروپایرون و جو پیازدار یکسان ولی کندتر از لاشبرگ جگن بود.

اختلاف بین سر عت تجزیه لاشبرگ هر سه گونه پس از ۹ ماه معنی‌دار نبوده ولی از نظر آماری اثر مدیریت مرتع (ناحیه) بر سرعت تجزیه لاشبرگ معنی‌دار بود. لاشبرگ هر سه گونه در تیمارهای چرا و قرق با پوشش درختی دارای سرعت تجزیه یکسان ولی در مقایسه با تیمار قرق با پوشش علفی کندتر بود. به هر حال اثر متقابل بین نوع گونه و ناحیه از نظرآماری معنی‌دار نبود ($p>۰/۷۷$).

در پایان سال، نوع مدیریت (چرا و قرق) که از نظر نوع گیاه و تراکم پوشش گیاهی نیز با یکدیگر متفاوت بودند، اثرمعنی‌داری بر در صد تجزیه لاشبرگ سه گونه نداشت اما اثر متقابل بین گونه و ناحیه در سطح ۱ در صد معنی‌دار بود (جدول ۴، شکل ۱). اختلاف معنی‌داری بین تجزیه لاشبرگ‌های مختلف مشاهده شد. ظرف این مدت، سرعت تجزیه لاشبرگ جگن سریع‌تر از سرعت تجزیه لاشبرگ آگروپایرون و جو پیازدار بود که این روند هم‌بستگی مثبتی را با کیفیت شیمیایی لاشبرگ آن نشان

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1384.9.3.7.4]

جدول ۴. نتایج جدول تجزیه واریانس و مقایسه میانگین‌های (SEM) در صد وزن باقی مانده لاشبرگ سه گونه مرتعی در طول یک سال آزمایش در شرایط طبیعی

زمان تجزیه	منبع تغییرات	F	p	گونه	وزن باقی مانده (٪)
	ناحیه	۱/۲۹	۰/۲۹۲	آگروپایرون	(۰/۹۵) ۶۸^{b}
۳ ماه	گونه	۷/۸۸	۰/۰۰۲	جو پیازدار	(۰/۹۵) ۷۸^{a}
	گونه × ناحیه	۲/۹۱	۰/۰۴۰	جگن	(۰/۹۵) ۶۲ ^{b}
	ناحیه	۲/۱۳	۰/۱۴۳	آگروپایرون	(۱/۷۵) ۴۶^{a}
۶ ماه	گونه	۱۳/۵۸	۰/۰۰۰۲	جو پیازدار	(۱/۷۵) ۴۸^{a}
	گونه × ناحیه	۴/۳۸	۰/۰۰۹	جگن	(۱/۷۵) ۳۶^{b}
	ناحیه	۴/۴۴	۰/۰۲۲	آگروپایرون	(۰/۹۰۱) ۳۸^{a}
۹ ماه	گونه	۱/۷۷	۰/۱۹۰	جو پیازدار	(۰/۹۰۱) ۴۲^{a}
	گونه × ناحیه	۰/۴۵۱	۰/۷۷۱	جگن	(۰/۹۰۱) ۳۵^{a}
	ناحیه	۰/۱۷۶	۰/۸۴	آگروپایرون	(۰/۹۰۱) ۳۱^{a}
۱۲ ماه	گونه	۱۴/۹۸	<۰/۰۰۰۱	جو پیازدار	(۰/۹۰۱) ۲۸^{a}
	گونه × ناحیه	۹/۴۶	<۰/۰۰۰۱	جگن	(۰/۹۰۱) ۱۷^{b}

برای هر زمان تجزیه و در هر ستون اعداد دارای حروف مشابه فاقد اختلاف معنی‌دار (در سطح ۵٪) می‌باشند.

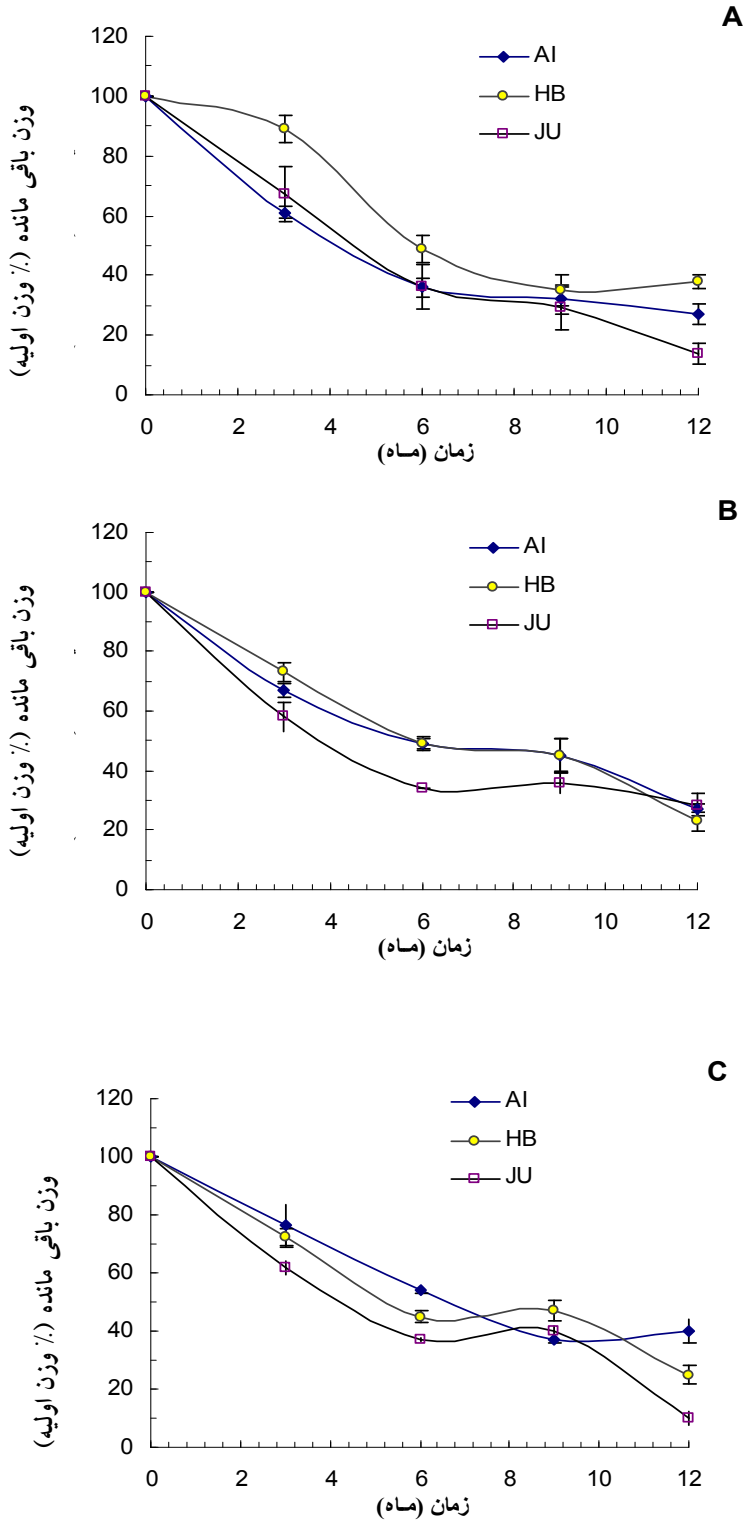
می‌دهد (جدول ۳).

به طور کلی، این نتایج نشان می‌دهند که اثر مدیریت مرتع (چرا در مقابل قرق) بر سرعت تجزیه بقایای گیاهی ثابت نیست و عموماً چرای مفرط اثری بر پویایی و تجزیه لاشبرگ گیاه ندارد. نتایج این بررسی با نتایج به دست آمده از بررسی شریف و همکاران (۱۹۹۴) و کومولو و همکاران (۲۰۰۱) مطابقت دارد. آنها مشاهد نمودند که اگر چه اثر چرا بر تجزیه مواد آلی بستگی به شدت آن دارد ولی عموماً تفاوت معنی داری بین تجزیه لاشبرگ در تیمار قرق و چرای سنگین وجود ندارد. معمولاً در اثر چرا، کود دامی شامل فضولات و ادرار به سطح خاک اضافه می‌شود که به علت وجود ترکیبات سهل التجزیه در این مواد سرعت تجزیه ماده آلی خاک بایستی افزایش یابد (۱۰ و ۱۸). برای مثال در یک مطالعه چند ساله در مراتع ویومینگ امریکا، لکاین و همکاران (۲۰۰۰) گزارش نمودند که سرعت تبادل دی اکسید کربن در مراتع تحت چرا در مقایسه با مراتع تحت قرق بیشتر بود. ولی به نظر می‌رسد که در مراتع سبزکوه قرق مرتع اثر مثبتی بر چرخش کربن و طبعاً قابلیت جذب نیتروژن برای گیاه ندارد و این که ۱۵ سال قرق برای بهبود شرایط و کیفیت خاک (مانند افزایش فعالیت موجودات خاکزی) از چرای قبلی کافی نیست.

هم‌چنین نتایج این بررسی نشان می‌دهند که ظاهراً آثار مدیریت مرتع و نوع گونه بر تجزیه لاشبرگ گیاه یکسان نیست و تابع عوامل مختلف شامل شرایط محیطی به ویژه تغییرات فصلی دما و رطوبت و هم‌چنین کیفیت لاشبرگ است. عموماً لاشبرگ جگن در هر سه ناحیه سریع‌تر از لاشبرگ آگروپایرون و جو پیازدار تجزیه شد به گونه‌ای که حدود ۸۳ درصد

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1384.9.3.7.4]



شکل ۱. مقایسه روند تجزیه (٪ وزن باقی مانده) سه گونه مرتعی (جو پیازدار HB)، (آگروپایرون AI) و (جگن JU) در ناحیه قرق با پوشش علفی (A)، قرق با پوشش درختی (B) و چرای سنگین (C) در منطقه سبزکوه

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1384.9.3.7.4]

جدول ۵. میانگین‌ها (SEM) ضریب ثابت تجزیه لاشبرگ سه گونه مرتعی در یک سال در شرایط طبیعی و ضریب هم‌بستگی برازش داده‌ها

ناحیه مرتع	گونه	ضریب ثابت تجزیه (ماه)	ضریب هم‌بستگی (r^2)
قرق با پوشش علفی	آگروپایرون	۰/۱۲۵ (۰/۰۰۵)^b	۰/۸۹
	جو پیازدار	۰/۰۹۵ (۰/۰۲۱)^c	۰/۸۸
	جگن	۰/۱۵۶ (۰/۰۱۱)^a	۰/۹۸
قرق با پوشش درختی	آگروپایرون	۰/۱۰۵ (۰/۰۴۲)^b	۰/۹۶
	جو پیازدار	۰/۱۱۱ (۰/۰۲۲)^b	۰/۹۵
	جگن	۰/۱۲۱ (۰/۰۷۰)^a	۰/۸۲
چرای سنگین	آگروپایرون	۰/۰۹۱ (۰/۰۰۳)^b	۰/۹۱
	جو پیازدار	۰/۱۰۸ (۰/۰۴۱)^b	۰/۹۳
	جگن	۰/۱۶۰ (۰/۰۸۷)^a	۰/۸۶

برای هر ناحیه و در ستون اعدادی که دارای حروف مشابه هستند فاقد اختلاف معنی‌دار (در سطح ۵٪) می‌باشند.

لاشبرگ جگن ظرف یکسال تجزیه می‌شود (جدول ۵، شکل ۱).

تحت شرایط محیطی یکسان، اختلاف در ترکیب کیفیت مواد گیاهی موجب می‌شود که سرعت تجزیه نیز متفاوت باشد (۱۵، ۲۲ و ۲۳). افزایش مقدار نیتروژن در لاشبرگ و کاهش نسبت کربن به نیتروژن (C/N) موجب افزایش سرعت تجزیه آن می‌شود (۱۴، ۱۵و۱۷). در این بررسی، غلظت متوسط نیتروژن در لاشبرگ آگروپایرون و جگن بیشتر از غلظت نیتروژن در لاشبرگ جو پیازدار بود. علاوه بر این، به طور متوسط نسبت کربن به نیتروژن لاشبرگ آگروپایرون و جگن ۳۷ در حالی که در لاشبرگ جو پیازدار همین نسبت ۵۱ بود.

علی‌رغم مشابهت در کیفیت شیمیایی، لاشبرگ گونه جگن در طول آزمایش سریع‌تر از گونه آگروپایرون توسط میکروارگانیسم‌های خاک تجزیه شد. ولی در هرحال مشاهد شد که سرعت تجزیه لاشبرگ جو پیازدار کندتر از سرعت تجزیه لاشبرگ دو گونه دیگر است. غلظت نیتروژن در لاشبرگ جو پیازدار کمترین غلظت و نسبت کربن به نیتروژن بالاترین نسبت بود. ظاهراً روند تجزیه این بقایای گیاهی در مراحل اولیه با نسبت C/N هم‌بستگی دارد ولی در مراحل پایانی فرایند تجزیه، احتمالاً سایرخصوصیات کیفی لاشبرگ و شرایط محیطی خاک مؤثر هستند.

نتیجه‌گیری

اگر چه قرق ۱۵ ساله مراتع سبزکوه منجر به بازگشت مواد گیاهی تولیده شده به خاک می‌شود ولی قرق مرتع اثر معنی‌داری بر سرعت تجزیه بقایای گیاهی نداشت. لذا می‌توان نتیجه گرفت که این مدت برای ترمیم و بهبود شرایط خاک از چرای قبلی کافی نمی‌باشد. هم‌چنین، برای ایجاد شرایط مساعدتر و بهبود خصوصیات مختلف خاک که به نوعی سرعت تجزیه بقایای گیاهی و ماده آلی خاک را افزایش می‌دهند، زمان طولانی‌تری لازم است. با این حال، شرایط خاک و وضعیت توپوگرافی منطقه و نیز تغییرات زمانی و مکانی ویژگی‌های

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1384.9.3.7.4]

خاک، پویایی و کیفیت بازمانده گیاهی را پیچیده‌تر نموده است. به طور خلاصه نتایج این بررسی نشان می‌دهد سرعت تجزیه بقایای گیاه اگروپایرون و جگن سریع‌تر از سرعت تجزیه بقایای جو پیازدار است. بنابراین، اختلاف موجود در تجزیه‌پذیری این سه گونه مرتعی ممکن است باعث ایجاد تغییراتی در پویایی مواد آلی خاک و عناصر غذایی آن، به ویژه نیتروژن، شود. بنابراین، تحت شرایط یکسان اقلیمی و هم‌چنین شرایط یکسان خاک ممکن است اثر ترکیب و تنوع گیاهی بر تغییر و تحول کربن و نیتروژن در اکوسیستم مرتعی سبزکوه بیشتر از اثر مدیریت مرتع سنگین باشد.

تراکم انبوه و تولید لاشبرگ زیاد توسط گونه‌های کند تجزیه شونده (همانند جو پیازدار) باعث می‌شود که نیتروژن توسط موجودات ذره بینی خاک جذب و غیر متحرک شود. در این حالت افزایش گونه‌هایی که دارای لاشبرگ زود تجزیه شونده هستند را می‌توان از طریق کشت و یا بذر پاشی وارد مراتع نمود. بنابراین بر اساس نتایج این بررسی پیشنهاد می‌گردد در مراتعی که جو پیازدارگونه مرتعی غالب است، از گونه‌هایی که از لحاظ عناصر غذایی غنی‌تر هستند و کیفیت لاشبرگ آنها بالاست (برای مثال یونجه، جگن و غیره) برای افزایش پویایی کربن خاک استفاده شود. لحاظ نمودن این نوع کشت در مدیریت مراتع سبب بهبود شاخص‌های کیفیت خاک از جمله میزان و سرعت تجزیه مواد آلی، بیوماس میکروبی، قابلیت معدنی شدن نیتروژن خاک وگردش سریع سایر عناصر غذایی در دراز مدت می‌شود.

توصیه می‌شود که مطالعه مستمر و پایش (Monitoring) هر گونه تغییر در نوع پوشش گیاهی در اثر چرا و بررسی اثر چرا بر خصوصیات فیزیکی خاک (مانند وزن مخصوص خاک، پایداری خاک‌دانه، درصد خلل و فرج، نفوذ پذیری خاک، تراکم خاک)، خصوصیات شیمیایی خاک (مانند اسیدیته خاک، آب‌شویی مواد غذایی، ظرفیت تبادل کاتیونی و توزیع عناصر در نیم‌رخ خاک) و خصوصیات بیولوژیک خاک (مانند تنفس خاک، کیفیت شیمیایی ماده آلی خاک، پویایی بیوماس و جمعیت میکروبی، تغییرات نیتروژن در خاک، فعالیت ریشه و روابط هم‌زیستی گیاه- میکروب و حتی فعالیت‌های آنزیمی) برای درک بهتر اثر قرق (یا چرا) بر خاک و گیاه صورت پذیرد. برای این منظور تشکیل گروه‌های تخصصی بین رشته‌ای و میان رشته امری اجتناب ناپذیر است.

سپاسگزاری

بدین وسیله از معاونت پژوهشی دانشگاه شهرکرد که اعتبار مالی لازم برای انجام این بررسی را فراهم نمودند تشکر و قدردانی می‌شود. هم چنین از همکاران آقای مهندس قاسمی و آقای شریف پور که در کلیه مراحل طرح، نمونه برداری و انجام آزمایش‌ها مساعدت لازم را مبذول داشتند، سپاسگزاری می‌شود.

منابع مورد استفاده

۱. اسدی، ا. ۱۳۶۹. بررسی اکولوژیکی جوامع گیاهی منطقه سبز کوه چهار محال و بختیاری با توجه به خاک و واحدهای ژئو مرفولوژیکی، پایان نامه کارشناسی ارشد مرتع‌داری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس.

۲. اسکندری، ذ. ۱۳۸۰. تأثیر مدیریت دام در کنترل فرسایش در مراتع ییلاقی استان اصفهان، چکیده مقالات اولین همایش ملی تحقیقات مدیریت دام و مرتع، ۳-۲ مرداد ۱۳۸۰. سمنان. صفحه ۸۷.

۳. مقدم، م. ر.۱۳۷۷. *مرتع و مرتع‌داری*، انتشارات دانشگاه تهران.

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1384.9.3.7.4]

4. Aber, J. D. and J. M. Melillo. 1982. Nitrogen immobilization in decaying hardwood leaf litter as a function of initial nitrogen and lignin content. Can. J. Bot. 60:2263-2269.
5. Berg, W. A., J. A. Bradford and P. L. Sims. 1997. Long-term soil nitrogen change on sandhill rangeland. J. Range Manag. 50:482-486.
6. Chaneton, E. J. and S. Lavado. 1996. Soil Nutrients and salinity after long-term grazing exclusion in a flooding Pampa grassland. J. Range Manag. 49:182-187.
7. Comulo, S. C. M., E. T. Elliot, D. W. Valentine and S. Williams. 2001. Carbon and nitrogen dynamics in elk winter ranges. J. Range Manag. 54:400-408.
8. Cook, G. W. 1984. The application of soil science to increasing soil productivity. PP.1-16. *In*: J. Tinsley and J.F. Darbyshire. (Eds.), Martinus Nijhoff/Dr W. Junk publishers, The Netherlands.
9. Dahlgren, R. A., M. J. Singer and X. Huang. 1997. Oak tree and grazing impacts on soil properties and nutrients in a California oak woodland. Biogeochem. 39:45-64.
10. Daniel, R. L., J.A. Morgan, G.E. Schuman, J. D. Reeder and R.H. Hart. 2000. Carbon exchange rates in grazed and ungrazed Pastures of Wyoming. J. Range Manag. 53:199-206.
11. Grings, E. E., M. R. Haferkamp, R. K. Heitschmidt and M.G. Karl. 1996. Mineral dynamics in forages of the Northern Great Plains. J. Range Manag. 49:234-240.
12. Lavado R. S., J. O. Sierra and P. N. Hashimoto. 1996. Impact of grazing on soil nutrients in a Pampa grassland. J. Range Manag. 49:452-457.
13. LeCain, D. R., J. A. Morgan, G. E. Schuman, J. D. Reeder, R. H. Hart. 2000. Carbon exchange rate in grazed and ungrazed pastures of Wyoming. J. Range. Manag. 53: 199-206.
14. Lupwayi, N. Z. and I. Haque. 1998. Mineralization of N, P, K, Ca and Mg from sesbania and leucaena leaves varying in chemical composition. Soil Biol. Biochem. 30:337-343.
15. Mapfumo, E., D. S. Chanasyk, V. S. Baron and M. A. Naeth. 2000. Grazing impacts on selected soil parameters under short-term forage sequences. J. Range Manag. 53:466-470.
16. Paul, E. A. 1984. Dynamics of organic matter in soils. Plant and Soil 76:275-285.
17. Raiesi F.G. 1998. Impacts of elevated atmospheric CO_2 on litter quality, litter decomposability and nitrogen turnover rate of two oak species in a Mediterranean forest ecosystem. Global Change Biol. 4 (6): 667-678.
18. Shariff A. R., M. E. Biondini and C. E. Grtgiel. 1994. Grazing intensity effects on litter decomposition and soil nitrogen mineralization. J. Range Manag. 47:444-449.
19. Singh, R. S., A. S. Raghubanshi and J. S. Singh. 1991. Nitrogen mineralization in dry tropical savanna: Effects of burning and grazing. Soil Biol. Biochem. 23:269-273.
20. Smit A. and A. M. Kooijman. 2001. Impact of grazing on the input organic matter and nutrients to the soil in a grass-encroached Scots pine forest. Forest Ecol. Manag. 142: 99-107.
21. Taddese, G., M. A. M. Saleem, A. Abyie, 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. Manag. 29: 279-289.
22. Upadhyay, V. P. and J. S. Singh. 1989. Patterns of nutrient immobilization and release in decomposing forest litter in central Himalaya. Indian Ecol. 77:127-146.
23. Van Vuuren, M. M. I., R. Aerts, F. Berendse and W. De Visser. 1992. Nitrogen mineralization in heathland ecosystems dominated by different plant species. Biogeochem. 16:151-166.
24. Wieder, R. K. and G. E. Lang. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litterbags. Ecol. 63:1636-1642.

[Downloaded from jcpp.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.22518517.1384.9.3.7.4]