Archive of SID

نشریه علمی تحقیقات مرتع و بیابان ایران
جلد ۲۶ شماره ۴، صفحه ۹۵۲-۹۴۱، (۱۳۹۸)

شناسه دیجیتال (DOI): 10.22092/ijrdr.2019.120697
شناسه دیجیتال (DOR): 98.1000/1735-0875.1398.4.941.77.26.1578.1605

تغییرات تنوع بتای گلسنگ‌ها در شدت‌های مختلف چرای دام در مراتع کوهسری سمیرم

عزت اله مرادی[۱*]، غلامعلی حشمتی[۲] و امیر احمد دهقانی[۳]

۱*- نویسنده مسئول، دکترای علوم مرتع، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران، پست الکترونیک: moradiezat4@gmail.com
۲- استاد، گروه مرتع‌داری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران
۳- دانشیار، گروه مهندسی آب، دانشکده مهندسی آب و خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران

تاریخ دریافت: ۹۷/۱۰/۰۲ تاریخ پذیرش: ۹۸/۰۲/۲۹

چکیده

پوسته‌های بیولوژیک ازجمله گلسنگ‌ها امروزه به‌عنوان یکی از شاخص‌های بیولوژیکی زنده استفاده می‌شوند. هدف اصلی این مطالعه ارزیابی روند تغییرات تنوع گلسنگ‌ها در فشارهای مختلف چرایی در طول سال در مراتع کوهسری شهرستان سمیرم استان اصفهان بود. تنوع گلسنگ‌ها متغیر وابسته و آشفتگی وارده شامل ۵ میزان دام‌گذاری ۱، ۱/۵، ۲، ۲/۵ و ۳ واحد دامی در هکتار به‌عنوان متغیر مستقل است. میزان‌های دام‌گذاری به مدت ۴ سال با اجرای ۵ سناریو مدیریتی (چرا و قرق به صورت متناوب و متوالی) اعمال و مطالعه شد. حضور و عدم حضور گلسنگ‌ها به روش نمونه‌برداری تصادفی با استفاده از ترانسکت و واحدهای نمونه‌برداری تودرتو انجام گردید. تنوع گلسنگ با استفاده از نرم‌افزار PAST و رابطه بین متغیرها با SPSS محاسبه شد. نتایج نشان داد تنوع گلسنگ‌ها به خوبی نشانگر میزان فشار بر اکوسیستم مرتع است. در مدیریت اکوسیستم‌های مرتعی می‌توان از ویژگی تنوع گلسنگ به‌عنوان شاخص اکولوژیکی به‌منظور تحت فشار بودن یا نبودن اکوسیستم‌های مرتعی اکوسیستم مرتع استفاده نمود. همچنین بهترین سناریوی مدیریت چرایی برای این منطقه مبتنی بر تغییرات تنوع گلسنگ، سناریوی چرای متناوب (یکسال در میان چرا و استراحت با توجه به وضعیت مرتع و روش مرتع‌داری) پیشنهاد می‌شود.

واژه‌های کلیدی: مرتع، گلسنگ، فشار چرایی، سناریو.

مقدمه

در اغلب مناطق خشک و نیمه‌خشک جهان، پوشش گیاهی به صورت تنک و پراکنده دیده می‌شود. در چنین مناطقی خاک فضای اصطلاحاً بین گیاهان به‌طور کامل لخت نبوده و به‌وسیله گروه ویژه‌ای از گیاهان پوشیده شده است. این گروه از جامعه گیاهی را پوسته‌های بیولوژیک می‌نامند و اصطلاحات دیگری نیز مثل پوسته‌های میکروفیتیک، میکروبایوتیک، کریپتوبایوتیک و نیز گریپتوگام گفته می‌شود (Harper & Marble, 1988; West, 1990). گلسنگ‌ها جزء گروه‌های اصلی تشکیل‌دهنده پوسته‌های بیولوژیک هستند (Belanp, 1990). پوسته‌های بیولوژیک ازجمله گلسنگ‌ها در حال حاضر به‌عنوان یکی از شاخص‌های سلامت مرتع (Pellent *et al.*, 2000)، وضعیت مرتع (Tongway, 1994) و یک شاخص عملکرد مناسب چشم‌انداز (Tongway & Hindly, 2000) مورد استفاده قرار می‌گیرد. علاوه‌براین گلسنگ‌ها امروزه به‌عنوان شاخص‌های بیولوژیکی زنده مورد استفاده قرار می‌گیرند، به‌عنوان مثال

www.SID.ir

Archive of SID

مشاهده و حضور گلسنگ *Toninia sedifolia* Timdal (Scop.)) در یک منطقه حکایت از آهکی بودن خاک آن منطقه دارد (McCune & Rosentreter, 1995).

در مدیریت و ارزیابی مرتع هریک از عناصر موجود (ویژگی‌های گیاهی و خاکی) می‌توانند بیانگر عوامل اثرگذار در روند تغییر وضعیت مرتع باشند. همانطور که در اثر چرای مفرط ترکیب گیاهان آوندی تغییر کرده و فراوانی گونه‌های گیاهی کم و زیاد می‌شوند، تغییر ترکیب گلسنگ‌ها نیز می‌تواند شاخص مناسبی برای نشان دادن تأثیر عوامل مخربی مانند چرای سنگین و چرای زود هنگام و خارج از فصل، فعالیت‌های نامناسب انسانی، عبور و مرور وسایل نقلیه، آلودگی‌های صنعتی و غیره باشد و بیانگر چگونگی مدیریت انسانی اعمال شده در اکوسیستم مراتع است. وجود گلسنگ‌هایی که تکثیر آنها با قطعه قطعه شدن (تکثیر غیرجنسی) انجام می‌شود، مثل گونه‌های *Caloplaca tominii* (Savicz) Ahlner و *Collema tenax* (Sw.) Ach. در یک مرتع، حکایت از تخریب مرتع در گذشته نه چندان دور دارد (Kaltenecker & Wicklow-Howard, 1994). در روش امتیازدهی سطح خاک (Soil Surface Ranking= SSR) که روش سریعی برای اندازه‌گیری پوشش سطح خاک مرتع است از کریپتوگام‌ها به‌عنوان یکی از عوامل امتیازدهی استفاده می‌شود.

پوسته‌های بیولوژیک به‌ویژه گلسنگ‌ها بیشتر در نقاطی بر روی زمین مشاهده می‌شوند که اشکوب فوقانی گیاهان آوندی به صورت تنک بوده و یا به دلیل کمبود آب و سایر عوامل محدود کننده به صورت پراکنده رویش داشته باشند (Belanp *et al.*, 2003). گلسنگ‌ها حتی در بین گیاهان عالی مناطق قطبی و کوهستان‌های مرتفع نیز رشد می‌کنند (West, 1990). گلسنگ‌ها قادر به ادامه حیات در دامنه دمایی وسیعی هستند (Lang, 1953). مقاومت به سرما از نظر فعالیت فتوسنتزی در بسیاری از گونه‌های گلسنگ وجود دارد (Kappen & Lange, 1972). همچنین بسیاری از پوسته‌های بیولوژیک قادر به تحمل دوره‌های طولانی خشکی هستند.. گونه *Cladonia convoluta* (Lam.) Anders توانست ۵۶ هفته شرایط خشکی آزمایشگاهی را تحمل کند و گونه‌های *Nostoc flagellifrom* و *N. ncommune* در چین پس از دو سال تحمل خشکسالی، تجدید پوشش یافته و تنفس، فتوسنتز و تثبیت نیتروژن طبیعی در آنها آغاز شد (Scherer, 1984). برخی از گلسنگ‌ها مثل گلسنگ‌های ژلاتینی از ظرفیت نگهداری آب بالایی برخوردارند و با ساختار ویژه‌ای که دارند، از هدرروی زیاد آب جلوگیری می‌کنند (Galun, 1963).

عدم وجود اطلاعات کافی و مشکل بودن شناسایی گیاهان غیر آوندی در صحرا موجب شده اطلاعات و مطالعات اندکی در این مورد موجود باشد. استفاده و منظور نمودن قابلیت‌های این گروه از گیاهان در مطالعات ارزیابی و پایش مراتع با استفاده از طبقه‌بندی گروه‌های عملکردی (Function Groups) که توسط Eldridge و Green (۱۹۹۴) انجام شده است تا حدودی مرتفع شده است. پوشش نسبی خزه و گلسنگ همراه با افزایش ارتفاع و میزان رطوبت افزایش می‌یابد تا جایی‌که پوشش گیاهان عالی مانع از گسترش آنها می‌شود (Belanp *et al.*, 2001). در نیمکره جنوبی زمین دامنه‌های شمالی گونه‌های بیشتری را شامل می‌شوند. زاویه و شیب تنها در صورتی بر غنای گونه‌ای و پوشش تأثیر می‌گذارد که خاک ناپایدار باشد (Kaltenecker, 1997). برخی دانشمندان خاک‌های با بافت درشت را برای پراکنش آنها مناسب تشخیص داده‌اند (Marshal, 1972). البته آنچه مسلم است آن است که هرچه خاک پایدارتر باشد، پوشش و غنای گیاهان غیر آوندی بیشتر خواهد بود. علاوه‌براین غالب بودن خزه‌ها و گلسنگ‌ها در یک منطقه تا حد زیادی متأثر از الگوی پراکنش فصلی بارندگی است (Anderson *et al.*, 1982).

شدت و نوع آشفتگی سطح خاک همراه با مدت زمان ایجاد آشفتگی بر پوشش، ترکیب و وضعیت فیزیولوژیکی گیاهان غیرآوندی تأثیر زیادی می‌گذارد. منظور از آشفتگی تأثیر عواملی همانند لگدکوبی دام، عبور وسایل نقلیه و آتش‌سوزی یا پایکوبی انسان است. خاک‌هایی که پس از یک بهم‌خوردگی و آشفتگی شدید در حال بهبود هستند، اغلب به وسیله سیانوباکتری‌ها پوشیده می‌شوند (Harper & Marble, 1988). هنگامی که بهم‌خوردگی و تخریب خاک جزئی و مدتی از آن گذشته باشد، گونه‌ها در مراحل میانی توالی بوده و شامل

www.SID.ir

Archive of SID

خزه‌ها و گلسنگ‌هایی است که تکثیر آنها به صورت غیرجنسی بوده و شانس استقرار و گسترش گونه را افزایش می‌دهد (Rosentreter, 1994). با توجه به شرایط عمومی منطقه، اقلیم و نوع آشفتگی ورودی، تجدید پوشش می‌تواند در زمانی نسبتاً کوتاه یا بسیار بلند انجام شود (Belanp Belanp *et al.*, 2001 & Eldridge, 2003;). مطالعات در رابطه با تأثیر شدت‌های مختلف چرا بر گیاهان غیرآوندی حکایت از اثرگذاری آن داشته است (Jefferis & Klopatek, 1987; Anderson, 1994). در مراتع دشت کلرادو در نتیجه چرای سنگین و طولانی مدتی که طی ۵۵ سال رخ داده بود، پوشش خزه‌ها و گلسنگ‌ها را تا حد صفر کاهش داده و هنوز به حالت قبل بازنگشته بود (Beymer & Klopatek, 1992). Scarlett (۱۹۹۴) و Page (۱۹۷۷)، گزارش کردند در افزایش فاصله از منبع آب، آثار تخریبی چرای شدید در جوامع گیاهان غیرآوندی کاهش می‌یابد.

گونه‌های خزه و گلسنگ و تغییر ترکیب آنها در طول زمان می‌تواند به‌عنوان ابزار و شاخصی در ارزیابی چگونگی روند تغییرات اکوسیستم و عملکرد مدیریت آن مورد استفاده قرار گیرد. Tavili (۲۰۰۴)، فراوانی گونه‌های گلسنگ *Collema* و *Endocarpon* (که در مراتع قره قیر استان گلستان به فراوانی وجود دارند) را نسبت به بقیه گونه‌ها حکایت از مدیریت نامناسب و فشار بر آن اکوسیستم دانسته است. Eldridge و همکاران (۲۰۰۰)، نیز حضور گلسنگ‌های متعلق به جنس‌های *Heterodea*، *Xanhtoparmelia* و *Chondropsis* را نشان‌دهنده یک سیستم پایدار اکولوژیک و مطلوب همراه با مدیریت مناسب می‌دانند. البته تأثیر بر خصوصیات کمی و کیفی گیاهان آوندی از دیگر پیامدهای حضور گلسنگ‌ها در اکوسیستم است. Belanp و همکاران (۲۰۰۳)، بالاتر بودن نسبت میکوریز در ناحیه ریشه گیاهان آوندی در مناطق دارای خزه و گلسنگ را در مقایسه با مناطق بدون خزه و گلسنگ یکی از علل احتمالی جذب عناصر به وسیله گیاهان عالی ذکر نمودند. وجود خزه و گلسنگ بر جمعیت جانوران ریز و درشت خاک مؤثر است (Steinburger, 1991; Yeates, 1979). با توجه به تأثیر خصوصیات مدیریتی و محیطی بر پراکنش گلسنگ‌ها، هدف اصلی این مطالعه ارزیابی روند تغییرات تنوع گلسنگ‌ها در فشارهای مختلف چرایی در طول سال است. همچنین بر اساس تغییرات تنوع گلسنگ، بهترین مدیریتی چرایی در منطقه معرفی خواهد شد.

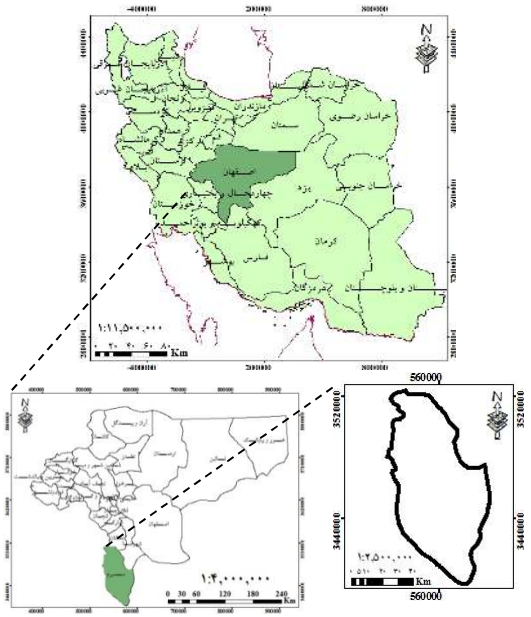
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

شهرستان سمیرم، جنوبی‌ترین بخش واقع در ۱۵۰ کیلومتری استان اصفهان است. مراتع کوهسری منطقه دارای موقعیت جغرافیایی ˚ ۳۴ ˝ ۳۱ تا ˚ ۲۱ ˝ ۳۱ شمالی و ˚ ۳۱ ˝ ۵۱ تا ˚ ۱۵ ˝ ۵۱ شرقی است (شکل ۱). مرتع سمیرم به لحاظ فصل بهره‌برداری جزء مراتع ییلاقی بوده که به شیوه عشایری از این مرتع بهره‌برداری می‌شود. محدوده مورد مطالعه در یک منطقه کوهستانی با اقلیم نیمه‌خشک واقع شده است (Karimi, 1987). میانگین درجه حرارت سالیانه ۱۲ درجه سانتیگراد و متوسط بارندگی سالیانه ۴۸۰ میلی‌متر است. میزان بارندگی در فصل زمستان از همه فصول بیشتر و فصل تابستان از همه کمتر است. گرم‌ترین ماه سال تیر و سردترین ماه دی است. دوره یخبندان منطقه حدود ۵ ماه از سال است. منطقه دارای خاک با عمق کم تا متوسط (۶۰-۴۰ سانتی‌متر)، بافت متوسط تا سنگین و میزان آهک خاک زیاد بوده و از سطح به عمق افزایش می‌یابد. یک گونه از جنس *Astragalus* و گونه *Daphne macronata* به‌طور کلی در تمام منطقه پراکنده‌اند و بر اساس روش فیزیونومی، تیپ‌بندی را به خود اختصاص می‌دهند (Dehdari Borhani *et al.*, 2014; Moradi, 2007; *et al.*, 2014).

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه (شهرستان سمیرم) در کشور و استان اصفهان

روش تحقیق

الف- روش نمونه‌برداری

در این مطالعه پنج سناریو طراحی شد (جدول ۱، Moradi, 2016). در هریک از سناریوها به روش تصادفی سیستماتیک با توجه به وضعیت توپوگرافی منطقه، پوشش گیاهی و جهات جغرافیایی، ۴ ترانسکت ۱۰۰ متری مستقر گردید (در امتداد چهار جهت اصلی جغرافیایی). در طول هر ترانسکت با استفاده از تعداد ۱۰ پلات تودرتو (۰/۶۲۵ سانتی‌مترمربعی (۲۵×۲۵) (Moradi & Bonham, 1989) (Heshmati, 2013; اقدام به برداشت و ثبت گلسنگ‌ها گردید. تعدادی از گونه‌های گلسنگ (۷ مورد) با استفاده از کلیدهای تهیه شده در کشور انجام و تعدادی (۹ مورد) نیز به خارج از کشور (دانشگاه‌های برلین و شیکاگو) ارسال و با همکاری محققان شناسایی شدند.

پنج فشار چرایی به‌عنوان تیمار (۱، ۱/۵، ۲، ۲/۵ و ۳ واحد دامی در هکتار) به مدت چهار سال در سامان‌های مختلف با سه تکرار اعمال شد (مبانی طراحی سناریوها، فشارهای چرایی است). به‌منظور حذف اثرهای سابق، ابتدا به مدت یکسال کلیه سامان‌ها قرق شده و چرای دام در آنها انجام نشد. از سال دوم فقط در سناریو پنجم مرتعی انتخاب شد که دو سال قبل تحت قرق بود که از سال اول تا چهارم به صورت متوالی تحت فشار چرایی قرار گرفت. حضور و عدم حضور گلسنگ‌ها در همه این سایت‌ها در مدت چهار سال ثبت و مطالعه گردید.

- نوع دام انتخابی

با توجه به مطالعات میدانی اولیه، ترکیب گله بهره‌برداران منطقه عمدتاً از گوسفند (نژاد قشقایی) تشکیل شده است. البته در هریک از گله‌ها تعداد انگشت‌شماری بز به‌ویژه بز نر وجود داشت که به‌عنوان جلوکش (پیش‌برنده یا پیش‌آهنگ) گله استفاده می‌شدند. بنابراین مبنای انتخاب و تعیین رژیم غذایی دام بر حسب گوسفند ماده (میش) انجام شد.

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۱- سناریوهای اعمال و مطالعه شده

سال / سناریو	سال اول	سال دوم	سال سوم	سال چهارم
۱	استراحت	چرا	چرا	چرا
۲	استراحت	چرا	استراحت	استراحت
۳	استراحت	چرا	چرا	استراحت
۴	استراحت	چرا	استراحت	چرا
۵	چرا	چرا	چرا	چرا

ب- تجزیه‌وتحلیل آماری

به‌منظور محاسبه تنوع بتا شاخص‌های زیادی استفاده می‌شود. Hill (۱۹۷۳)، تعدادی شاخص را معرفی کرد. این شاخص‌ها تفسیر بوم‌شناختی بهتری نسبت به سایر شاخص‌های تنوع ارائه می‌نمایند. تنوع بتای ویتاکر بین جفت رویشگاه‌های اکولوژیک در محیط نرم‌افزار PAST انجام شد. تنوع بتا ویتاکر مبتنی بر ترکیب گونه‌ای (رابطه ۱) محاسبه می‌شود (Whittaker, 1972).

رابطه (۱)
$$\beta_w = \frac{S}{a} - 1$$

که در آن، B_w: شاخص تنوع بتا ویتاکر (با دامنه عددی بین ۰ تا ۱)، S: تعداد کل گونه‌های موجود در دو رویشگاه، a: میانگین تعداد گونه‌ها در دو رویشگاه.

تحلیل‌های آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزارهای آماری $PAST_{2.17}$ (Paleontological Statics Software Package for Education and Data Analysis) و $SPSS_{22}$ (Statistical Package for the Social Science) انجام شد. از نرم‌افزار PAST برای محاسبه تنوع و ترکیب گونه‌ای، از نرم‌افزار SPSS برای تهیه نمودارها، محاسبه رگرسیون بین متغیر تنوع گلسنگ و فشارهای مختلف چرایی استفاده شد.

نتایج

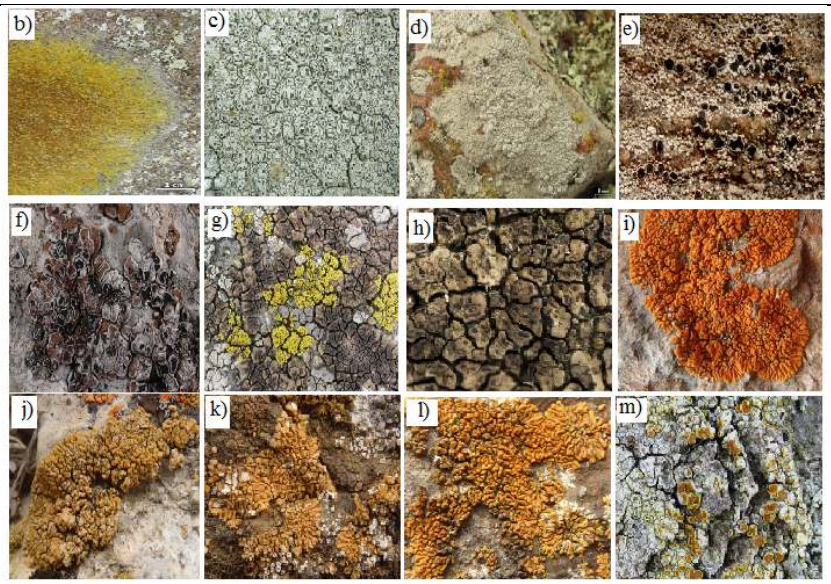
در منطقه مورد مطالعه ۱۶ گونه گلسنگ مشاهده و شناسایی گردید (جدول ۲ و شکل ۲).

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۲- گونه‌های گلسنگ مشاهده و شناسایی شده در منطقه مورد مطالعه

ردیف	نام علمی
۱	*Acarospora fuscata* (Nyl.) Th. Fr.- Siliceous
۲	*Acarospora cervina* A. Massal.-Siliceous.
۳	*Acrocordia gemmata* (Ach.) A. Massal.
۴	*Aspicilia cinerea* (L.) Körb. -Calcareous
۵	*Caloplaca biatorina* (A. Massal.) J. Seteiner-Calcareous
۶	*Caloplaca decipiens* (Arnold.) Blomb. & Forssell
۷	*Caloplaca cirrochroa* (Ach.) Th. Fr.-Calcareous
۸	*Caloplaca flavovirescens* (Wulfen) Dalla Torre & Sarnth.
۹	*Diploschistes scruposus* (Schreb.) Norman
۱۰	*Diploschistes actinostomus* (Ach.) Zahlbr.
۱۱	*Glypholecia scabra* (Pers.) Müll. Arg.
۱۲	*Normandina pulchella* (Borrer.) Nyl.
۱۳	*Peltula euploca* (Ach.) Poelt
۱۴	*Phaeorrhiza sareptana* (Tomin.) H. Mayrhofer & Poelt
۱۵	*Physcia caesia* (Hoffm.) Hampe ex Fürnr.
۱۶	*Tephromela atra* (Huds.) Hafellner



شکل ۲- تصویر تعدادی از مهمترین گلسنگ‌های منطقه مورد مطالعه

(b) *Caloplaca flavovirescens* (Wulfen) Dalla Torre & Sarnth., (c) *Diploschistes scruposus* (Schreb.) Norman, (d) *Diploschistes actinostomus* (Ach.) Zahlbr., *(e) Tephromela atra* (Huds.) Hafellner, *(f) Acarospora cervina* A. Massal., *(g), (h) Acarospora fuscata* (Nyl.) Th. Fr., *(i) Caloplaca biatorina* (A. Massal.) J., *(j), (k)Caloplaca decipiens* (Arnold.) Blomb. & Forssell, *(l) Caloplaca cirrochroa* (Ach.) Th. Fr., *(m) Caloplaca flavovirescens* (Wulfen) Dalla Torre & Sarnth.

www.SID.ir

Archive of SID

با توجه به نتایج حاصل از رگرسیون در سناریوی اول، تنها با اعمال فشار چرایی سه واحد دامی در هکتار، تغییرات ویژگی تنوع گلسنگ رابطه معنی‌داری در سطح احتمال بیشتر از ۹۵ درصد در طول سال داشته است (جدول ۳).

با توجه به نتایج حاصل از رگرسیون در سناریوی دوم، با اعمال فشار چرایی ۲/۵ واحد دامی در هکتار، تغییرات تنوع گلسنگ رابطه غیرخطی معنی‌دار و در فشار چرایی پنجم، رابطه خطی مستقیم معنی‌داری در طول سال داشته است (جدول ۴).

با توجه به نتایج حاصل از رگرسیون در سناریوی سوم، تغییرات تنوع گلسنگ در فشار چرایی اول، دوم و سوم رابطه معنی‌دار غیرخطی در سطح احتمال بیشتر از ۹۵ درصد در طول سال داشته است (جدول ۵).

جدول ۳- تغییرات تنوع گلسنگ‌ها (متغیر وابسته) در میزان‌های مختلف دام‌گذاری (متغیر مستقل) در سناریوی اول

میزان دام‌گذاری (واحد دامی در هکتار)	میزان برگشت‌پذیری اکولوژیکی مرتع (y، درصد)، (±0.5)			
	میزان تغییرات تبیین شده (R^2)	معادله رگرسیونی	P-value	اشتباه نرمال
۱	۰/۷۵	y=0.05x+2.33	۰/۳۲۹	±۰/۲۰
۱/۵	۰/۷۷	y=-0.015x+3	۰/۳۳۰	±۰/۲۱
۲	۰/۷۵	y=0.04x+2.85	۰/۳۲۹	±۰/۲۰
۲/۵	۰/۷۵	y=-0.015x+2.1	۰/۳۲۹	±۰/۲۰
۳	۰/۷۵	y=0.01x+1.39	۰/۰۵۰*	±۰/۲۰

*: معنی‌داری در سطح احتمال ۹۵ درصد؛ **: معنی‌داری در سطح احتمال ۹۹ درصد

جدول ۴- تغییرات تنوع گلسنگ‌ها (متغیر وابسته) در میزان‌های مختلف دام‌گذاری (متغیر مستقل) در سناریوی دوم

میزان دام‌گذاری (واحد دامی در هکتار)	میزان برگشت‌پذیری اکولوژیکی مرتع (y، درصد)، (±0.5)			
	میزان تغییرات تبیین شده (R^2)	معادله رگرسیونی	P-value	اشتباه نرمال
۱	۰/۷۵	y=0.01x+2.82	۰/۳۲۹	±۰/۲۰
۱/۵	۰/۷۵	y=0.05x+2.33	۰/۳۲۹	±۰/۲۰
۲	۰/۷۵	y=0.025x+2.11	۰/۳۲۹	±۰/۲۰
۲/۵	۱	$y=-0.02x^2+0.08x+2.12$	۰/۰۳۰**	±۰/۰۵
۳	۰/۹۲	y=58.8x+25.5	۰/۰۳۸**	±۰/۱۰

*: معنی‌داری در سطح احتمال ۹۵ درصد؛ **: معنی‌داری در سطح احتمال ۹۹ درصد

جدول ۵- تغییرات تنوع گلسنگ‌ها (متغیر وابسته) در میزان‌های مختلف دام‌گذاری (متغیر مستقل) در سناریوی سوم

میزان دام‌گذاری (واحد دامی در هکتار)	میزان برگشت‌پذیری اکولوژیکی مرتع (y، درصد)، (±0.5)			
	میزان تغییرات تبیین شده (R^2)	معادله رگرسیونی	P-value	اشتباه نرمال
۱	۱	$y=0.005x^2-0.015x+2.5$	۰/۰۵۰*	±۰/۰۵
۱/۵	۱	$y=0.005x^2-0.015x+2.6$	۰/۰۳۸**	±۰/۰۵
۲	۱	$y=0.01x^2-0.03x+1.8$	۰/۰۳۸**	±۰/۰۵
۲/۵	۰/۷۵	y=0.01x+2.09	۰/۳۲۹	±۰/۲۰
۳	۰/۷۵	y=0.005x+1.91	۰/۰۹۱	±۰/۲۰

*: معنی‌داری در سطح احتمال ۹۵ درصد؛ **: معنی‌داری در سطح احتمال ۹۹ درصد

www.SID.ir

Archive of SID

با توجه به نتایج حاصل از رگرسیون در فشار چرایی چهارم، در هیچ‌یک از فشارهای چرایی رابطه معنی‌داری بین تغییرات تنوع گلسنگ در طول سال در سطح احتمال بیشتر از ۹۵ درصد مشاهده نشده است (جدول ۶).

در سناریوی پنجم، با توجه به نتایج حاصل از رگرسیون، تنها در فشار چرایی دو واحد دامی در هکتار، تغییرات تنوع گلسنگ رابطه غیرخطی معنی‌داری در سطح احتمال بیشتر از ۹۵ درصد در طول سال داشته است (جدول ۴-۵۲).

جدول ۶- تغییرات تنوع گلسنگ‌ها (متغیر وابسته) در میزان‌های مختلف دام‌گذاری (متغیر مستقل) در سناریوی چهارم

میزان دام‌گذاری (واحد دامی در هکتار)	میزان برگشت‌پذیری اکولوژیکی مرتع (y، درصد)، (0.5±)			
	میزان تغییرات تبیین شده (R^2)	معادله رگرسیونی	P-value	اشتباه نرمال
۱	۰/۶۱	y=0.008Ln(x)+2.37	۰/۳۰۰	±۰/۳۵
۱/۵	۰/۷۵	y=0.005x+2.42	۰/۳۲۹	±۰/۲۰
۲	۰/۷۵	y=0.005x+2.2	۰/۳۲۹	±۰/۲۰
۲/۵	۰/۷۵	y=0.005x+1.21	۰/۳۲۹	±۰/۲۰
۳	۰/۷۵	y=0.01x+2	۰/۳۲۹	±۰/۲۰

جدول ۷- تغییرات تنوع گلسنگ‌ها (متغیر وابسته) در میزان‌های مختلف دام‌گذاری (متغیر مستقل) در سناریوی پنجم

میزان دام‌گذاری (واحد دامی در هکتار)	میزان برگشت‌پذیری اکولوژیکی مرتع (y، درصد)، (0.5±)			
	میزان تغییرات تبیین شده (R^2)	معادله رگرسیونی	P-value	اشتباه
۱	۰/۷۵	y=0.01x+1.54	۰/۳۲۹	±۰/۲۰
۱/۵	۰/۷۵	y=0.005x+1.35	۰/۳۲۹	±۰/۲۰
۲	۱	$y=0.005x^2-0.015x+1.94$	۰/۰۳۰**	±۰/۰۵
۲/۵	۰/۶۱	y=0.008Ln(x)+1.92	۰/۳۲۹	±۰/۳۳
۳	۰/۷۵	y=0.005x+1.62	۰/۳۲۹	±۰/۲۰

*: معنی‌داری در سطح احتمال ۹۵ درصد؛ **: معنی‌داری در سطح احتمال ۹۹ درصد

بحث

همانطورکه از نتایج قابل استنتاج است با افزایش فشارچرایی در سناریوهای مختلف، تنوع گلسنگ‌ها تغییرات قابل توجهی را به صورت مثبت دارد. در اثر اجرای سناریوی اول و دوم، مشاهده می‌شود که میزان تنوع گلسنگ‌ها به‌ویژه در اثر اعمال فشار چرایی سه واحد دامی در هکتار روند صعودی به خود گرفته ($P<0.05$) است (جدول ۳). بنابراین به نظر می‌رسد این ناشی از شوک چرای دام است. Tang و همکاران (۲۰۱۲) نیز بیان کردند که تنوع بتا در پی افزایش آشفتگی‌های محیطی و مدیریتی افزایش می‌یابد. گلسنگ‌ها علاوه بر تکثیر جنسی دارای تکثیر غیرجنسی هم هستند و با انجام چرای دام و ورود فشار به آنها در اثر تردد و لگدکوبی دام، تکه‌تکه شده و تکثیر می‌یابند. همین موضوع موجب افزایش تنوع آنها گردیده است. Eldridge و Tozer (۱۹۹۷)، نیز بیان نمودند در حقیقت تولیدمثل گلسنگ فقط در بخش قارچی انجام

www.SID.ir

Archive of SID

می‌شود و با خرد و قطعه قطعه شدن، تکثیر و فراوانی آنها افزایش می‌یابد. Tongway (۱۹۹۴) و Tongway و Hindly (۲۰۰۰) نیز بیان نموده‌اند که گلسنگ‌ها یک شاخص عملکرد مناسب چشم‌انداز مورد استفاده بوده و با انجام چرای دام در مرتع، گلسنگ‌ها تحت فشار قرار گرفته و بر پراکندگی آنها افزوده می‌شود. بدین‌ترتیب نتایج ما مطالعات نامبردگان را نیز تأیید می‌نماید.

با اجرای سناریوی سوم، تنوع گلسنگ در فشارهای چرایی یک، دو و سه واحد دام در هکتار و بیشتر به‌طور معنی‌داری به صورت غیرخطی افزایش می‌یابد (جدول ۵). همانطور که Kaltenecker و Wicklow-Howard (۱۹۹۴) نشان دادند با افزایش فشار چرای دام میزان تردد و لگدکوبی در واحد سطح افزایش داشته که این اثر معنی‌داری در افزایش تنوع گلسنگ‌ها دارد. نتایج ما مشابه یافته تحقیقات انجام شده توسط Jefferis و Klopatek (۱۹۸۷) است که با انجام مطالعه‌ای در آریزونا بیان کردند که بین قسمت‌های تحت چرای سنگین با مناطق تحت چرای سبک و عدم چرا تفاوت معنی‌داری وجود داشت و پوشش گلسنگ‌ها در این قسمت‌ها به‌طور قابل ملاحظه‌ای کاهش یافت. گلسنگ‌ها شاخص مناسبی برای نشان دادن تأثیر عوامل مخربی مانند چرای سنگین هستند. گلسنگ‌ها در اثر میزان‌های بالای دام‌گذاری با قطعه قطعه شدن (تکثیر غیرجنسی) افزایش می‌یابند.

همانطورکه نتایج نشان می‌دهد تغییرات تنوع گلسنگ‌ها در این سناریو (سناریوی چهار) در هیچیک از فشارهای چرای معنی‌دار نبوده است (جدول ۶). در این سناریو تنوع گلسنگ در حال انتقال به حالت دیگر است. به همین دلیل است که رابطه معنی‌داری بین تنوع گلسنگ مشاهده نشده است. به‌عبارتی فشار وارده بالاتر از آستانه تحمل اکوسیستم بوده است. یک جزء بسیار مهم در مدل‌های حال و انتقال، آستانه‌ها هستند که با آن حالت‌های متفاوت را در یک سایت اکولوژیکی از هم جدا می‌کنند. آستانه‌ها اغلب بر اساس تغییراتی که در فیزیونومی گونه‌های گیاهی و شکلهای رویشی به وجود می‌آورند، قابل درک می‌باشند. اگر این تغییرات با تغییر خصوصیات خاک توأم بشود سیستم از یک حالت دور شده و وارد یک حالت دیگر می‌شود که از نظر پوشش گیاهی و ویژگی‌های خاکی متفاوت هستند (Van de Koppel *et al*., 1997). همانطور که محققان دیگر هم بیان نمودند با عبور از آستانه تغییرات اساسی در ساختار و عملکرد اکوسیستم رخ می‌دهد. در اجرای سیستم چرایی با میزان دام‌گذاری و شدت چرایی پائین (کمتر از ظرفیت تحمل) به‌عنوان یک بازخورد منفی و وارد نمودن فشار چرایی و میزان دام‌گذاری بالا (بالاتر از ظرفیت تحمل) به‌عنوان یک بازخورد مثبت است، زیرا به بوته‌ها نیز فشار چرایی وارد می‌شود و موجب حفظ علفزار می‌گردد. این یافته‌ها نتایج مطالعات Walker و Meyers (۲۰۰۴) و Ghorbani و همکاران (۲۰۱۸) را نیز تأیید می‌نماید. بنابراین باتوجه به تغییرات تنوع گلسنگ‌ها، بهترین سناریو مدیریتی برای مراتع سمیرم اعمال چرا و استراحت به صورت یکسال در میان است. به‌طورکلی رفتار و تغییرات تنوع گلسنگ بیانگر این است که تنوع گلسنگ عملکرد خوبی برای نشان دادن تغییرات اکولوژیکی مرتع مرتبط با فشار چرای دام است. بنابراین در مدیریت اکوسیستم مرتعی می‌توان از تنوع گلسنگ به‌عنوان شاخص اکولوژیکی به‌منظور تحت فشار بودن یا نبودن اکوسیستم‌های مرتعی استفاده نمود.

منابع مورد استفاده

- Anderson, D. C., Harper, K. T. and Holmgern, R. C., 1982. Factors influencing development of cryptogamic soil crust in Utha Desert. Journal of Range Management, 35: 180-185.
- Anderson, J. L., 1994. Exclosures on the Beaver Dam slop in Arizona and Utah. Journal of Rangelands, 16: 184-188.
- Belanp, J. and Eldridge, D., 2003. Disturbance and recovery of biological soil crusts. In Belanp, J. and Lange, O. L. (Eds.). Biological Soil crusts: Structure, function, and management. Springer-Verlage, Berlin Hildberg, Germany. 2nd edition: 363-383.
- Belanp, J., 1990. Effects of air pollution on cold desert cyanobacterial, lichen soil crusts and selected

www.SID.ir

Archive of SID

– Harper, K. T. and Marble, J. R., 1988. A role for non-vascular plants in mamgement of arid and semi arid rangelands. In Tuller, P. T. (Ed). Vegetation science application for rangelands analyses and management. Marinus Nijhoff/Dr. W. Junk, Ameserdam, The Netherlands: 135-169.
– Hill, M., 1973. Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. Journal of Ecology, 54: 427-432.
– Jefferis, D. L. and Klopatek, J. M., 1987. Effects of grazing on the vegetation of blackbrush association. Journal of Range Management, 40: 390-392.
– Kaltenecker, J. and Wicklow-Howard, M., 1994. Microbiotic soil crusts in sagebrush habitats of southern Idaho. Bois State University, Bois, Idaho, 48p.
– Kaltenecker, J., 1997. The recovery of microbiotic crusts following post-fire rehabitation on rangelands of the western Snake River Plain. Ph.D. Dissertation. Boise State University, Boise, Idaho, USA, 198p.
– Kappen, L. and Lange, O. L., 1972. Die Kalteresistenz einier Makrolichen. Journal of Flora, 101: 1-29.
– Karimi, M., 1987. Climatology study of Semirom region. Jihad of Isfahan, 158p.
– Lang, O. L., 1953. Hitz-Und Trockenresistens der Flechten in Beziehung zu iher Verbreitung. Journal of Flora, 140: 39-97.
– Marshal, J. K., 1972. Principle of soil erosion and its prevention, In: The use of trees and shrubs in the dry country of Australia. Forestry and Timber Bureau. Canberra, Australia.
– McCune, B. and Rosentreter, R., 1995. Field key to soil lichen of central and eastern Oregon. Oregon State University and USDI Bureau of Land Management, OR, USA.
– Moradi, E. and Hesmati, G. H., 2013. Comparing the species diversity, richness and evenness in rangelands sites with various forage capacities, Case study: Semirom semi-arid rangelands. Journal of Rangeland, 7: 168-177.
– Moradi, E., 2007. Seasonal variation of Total Non-structural Carbohydrate (TNC) levels in "*Bromus tomentellus*" on moderately and heavy grazed sites in Semirom. Isfahan University of tech. 31p.
– Moradi, E., 2016. Ecological resilience of semi-arid mountain rangelands to livestock grazing (Case study: Semirom rangelands). Ph.D thesis in Rangeland Sciences, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, 312p.
– Page, M., 1977. Vegetaion dynamics in mulgalands: a currawinya National Park case study. PhD. Thesis University of Queensland, Gatton College, Australia, rock lichens. Ph D. Dissertation. Brighsm Young University, Provo. USA.
– Belanp, J., Budel, B. and Lange, O. L., 2003. Biological soil crusts, characteristics and distribution. In Belanp, J. and Lange, O.L. (Eds.). Biological soil crusts: Structure, function, and management. Springer-Verlage Berlin Hildberg, Germany, 2nd edition: 3-30.
– Belanp, J., Kaltenecker, H., Rosenteleter, J., Williams, R., Leonard, S. and Eldridge, D., 2001. Biological soil crusts: Ecology and management. National Sience and Technology Center, Bureau of Land Management, Denever, Colorado, 110p.
– Beymer, R. J. and Klopatek, J. M., 1992. Effects of grazing on cryptobiotic crusts in Pinyon-Juniper woodlands in Grand Canyon National Park. Journal of American Middle Naturalist, 127: 139-148.
– Bonham, C. H. D., 1989. Measurments for terrestrial vegetation. A Wiley‌Interscience Publication. New York, 338p.
– Borhani, M., Arzani, H., Basiri, M., Zare Chahouki, M. A. and Farahpour, M., 2014. Investigating the effects of range management plans on vegetation of Semirum -Esfahan province. Iranian Journal of Range and Desert Research, 21 (3): 530-540.
– Dehdari, S., Arzani, H., Movahed, H., Zare Chahouki, M. A. and Shaban Ali Fami, H., 2014. Comparison of rangelands with/without Range Management Plan (RMP) using application of Analytical Hierarchy Process (AHP) in Semirom. Iranian Journal of Range and Desert Research, 21 (3): 383-393.
– Eldridge, D. and Green, R. S. B., 1994. Microbiotic soil crusts: A review of their roles in soil and ecological prosses in the rangelands of Australia. Australian Journal of Soil Research, 32: 389-415.
– Eldridge, D. and Tozer, M. E., 1997. A particle guide to soil lichens and bryophytes of Australia's dry Country. Department of Land and Water Conservation. Australia, 80p.
– Eldridge, D. J., Semple, W. S. and Koen, T. B., 2000. Dynamics of cryptogamic soil crusts in derived grassland in south-eastern Australia. Journal of Austral Ecology, 25: 232–240.
– Galun, M., 1963. Autecological and synecological observations on lichens of the Negev. Journal of Botany, 12: 179-186.
– Ghorbani, Z., Sefidi, K., Behjou, F. K. and Moameri, M., 2018. The effect of different grazing intensities on aerial biomass, underground biomass of two species including Agropyron libanoticum and Festuca ovina in southeastern rangelands of Sabalan Mountain. Iranian Journal of Range and Desert Research, 25 (3): 496-505.

www.SID.ir

Archive of SID

lichen species on soil and plants charecteristics in rangelands (Case study: GhareGhir rangelands, Golestan province). Ph.D. Dissertation in Rangeland Science, Tehran University, 189p.
- Tongway, D. J. and Hindly, N. L., 2000. Ecosystem function analysis of rangeland monitoring data: Rangelands Audit project 1.1. National land and water resources audit, Canbera, 35p.
- Tongway, D., 1994. Rangeland soil condition assessment (manual). CSIRO, Division of wildlife and ecology. Canberra, Ausralia.
- Van de Koppel, J., Rietkerk, M. and Weissing, F. J., 1997. Catastrophic vegetation shifts and soil degradation in terrestrial grazing systems. Journal of Trends in Ecology and Evolution, 12: 352-356.
- Walker, B. H. and Meyers, J. A. 2004. Thresholds in ecological and social ecological systems: A developing data base. Journal of Ecology and Society, 9: 3-13.
- West, N. E., 1990. Structure and function of microphytic soil crust in wild life esosystem of arid to semi-arid regions. Journal of Advanced in Ecological Research, 20: 179-223.
- Whittaker, R. H., 1972. Evolution and measurement of speciesdiversity. Journal of Taxon, 21: 213-251.
- Yeates, G. W., 1979. Soil nematodes in terrestrial ecosystems. Journal of Nematology, 11: 213-229.

317p.
- Pellent, M., Shaver, P., Pyke, D. A. and Herrick, J. E., 2000. Interpreting indicators of rangeland health, Technical Reference 17346, USDA, Department of Interior, Bureau of Land Management, Denver, Colorado.
- Rosentreter, R., 1994. Displacement of rare plants by exotic grasses. In Monsen, S.B. and Kitchen, S.G. (Eds.). Proceeding-ecology and management of annual rangelands. General Tecnical Report INT-GTR-313. USDA Forest Service. Intermountain Research Station. Ogden, UT, USA: 170-175.
- Scarlett, N., 1994. Soil crusts, germination and weeds-issues to consider. Journal of Victorion Naturalist, 111: 125-130.
- Scherer, S., Ernst, A., Chen, T. W. and Boger, P., 1984. Rewetting of drought resistant blu-green algae: Time courses of water uptake and reappearance of respiration, photosynthesis and nitrogen fixation. Journal of Oecologia, 62: 418-423.
- Steinburger, Y., 1991. Biology of arid region soils-faunal components. In Skujins, J. (Ed.). Semi-arid lands and deserts: Soil resource and reclamation. Mrcel Dekker, New York: 173-192.
- Tang, Z., Fang, J., Chi, X., Feng, J., Liu, Y., Shen, Z., Wang, X., Wang, Z., Wu, X., Zheng, C. and Kevin, J., 2012. Latitudinal gradients in mountain forests of China. Journal of Ecography, 35: 1083-1091.
- Tavili, A., 2004. Investigating the effect of some

www.SID.ir

Archive of SID

Lichen beta diversity variations at different grazing intensity in Semirom mountainous rangelands

E. Moradi[1*], Gh. A. Heshmati[2] and A. A. Dehghani[3]

1*-Corresponding author, Ph.D. in Rangeland Sciences, Gorgan University of Agricultural sciences and Natural Resources-Gorgan, Iran, Email: moradiezat4@gmail.com
2-Professor, Department of Rangeland management, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran
3-Associate Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Water and Soil Engineering, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran

Received:12/23/2018 Accepted:05/19/2019

Abstract

Nowadays, biological crusts, including lichens, are used as a living biological indexes. The Main objective of this study is evaluation of lichen diversity trends at differences grazing intensity in the mountain rangelands of Semorom in Isfahan province. The lichen diversity is dependent variable and grazing intensity (consists of 5 stoking rate 1, 1.5, 2, 2.5 and 3 animal unit per hectare) considerd as independent variable. Each stoking rate studied along 4 years by implementing 5 management scenarios (grazing and ungrazing alternatively and consecutively). The presence and absence of lichens was performed by random sampling method using transects and sampling units. The lichen diversity analyzed by PAST software and the relationship between variables was calculated by SPSS. The result showed that the lichens diversity is a good indicates of pressure on rangeland ecosystems. In management of rangeland ecosystems, lichen diversity can be used as an ecological indicator for rangeland ecosystems under pressure or non-pressure. Also, the best grazing management scenario for this area is suggested based on the variation of lichen diversity, alternating grazing scenario (every one year between grazing and resting depending on rangeland status and range method).

Keywords: Rangeland, lichen, grazing pressure, scenario.

www.SID.ir