

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

عزت اله مرادی<sup>۱\*</sup>، غلامعلی حشمتی<sup>۲</sup> و امیر احمد دهقانی<sup>۳</sup>

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 پذیرش: ۹۸/۰۲/۲۹

تاریخ دریافت: ۹۷/۱۰/۰۲

### چکیده

یوسته‌های بیولوژیک از جمله گل‌سنگ‌ها امروزه به‌عنوان یکی از شاخص‌های بیولوژیکی زنده استفاده می‌شوند. هدف اصلی این مطالعه ارزیابی روند تغییرات تنوع گل‌سنگ‌ها در فشارهای مختلف چرای 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 چرای 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 چرای، سناریو.

### مقدمه

(West, 1990). گل‌سنگ‌ها جزء گروه‌های اصلی تشکیل‌دهنده یوسته‌های بیولوژیک هستند (Belanp, 1990). یوسته‌های بیولوژیک از جمله 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

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 یوسته‌های بیولوژیک می‌نامند و اصطلاحات دیگری نیز مثل یوسته‌های میکروفیتیک، میکروباپوتیک، کریتوبایوتیک و نیز گریتوگام گفته می‌شود (Harper & Marble, 1988);

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 جایی که 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 (Marshall, 1972). البته آنچه مسلم است آن است که هرچه خاک پایدارتر باشد، پوشش و غنای گیاهان غیر آوندی بیشتر خواهد بود. علاوه بر این 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 آشفستگی سطح خاک همراه با مدت زمان ایجاد آشفستگی بر پوشش، ترکیب و وضعیت فیزیولوژیکی گیاهان غیر آوندی تأثیر زیادی می‌گذارد. منظور از آشفستگی تأثیر عواملی همانند لگدکوبی دام، عبور وسایل نقلیه و آتش‌سوزی یا پایکوبی انسان است. خاک‌هایی که پس از یک بهم‌خوردگی و آشفستگی 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

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 هر یک 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 *Collema* و *Caloplaca tominii* (Savicz) Ahlner در یک مرتع، حکایت از تخریب مرتع در گذشته نه چندان دور دارد (Kaltenecker & Wicklow, 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* Anders (Lam.) توانست ۵۶ هفته شرایط خشکی آزمایشگاهی را تحمل کند و گونه‌های *Nostoc flagelliform*

یکی از علل احتمالی جذب عناصر به وسیله گیاهان عالی ذکر نمودند. وجود خزّه 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 چرای در طول سال است. همچنین بر اساس تغییرات تنوع گل‌سنگ، بهترین مدیریتی چرای در منطقه معرفی خواهد شد.

### مواد و روش‌ها

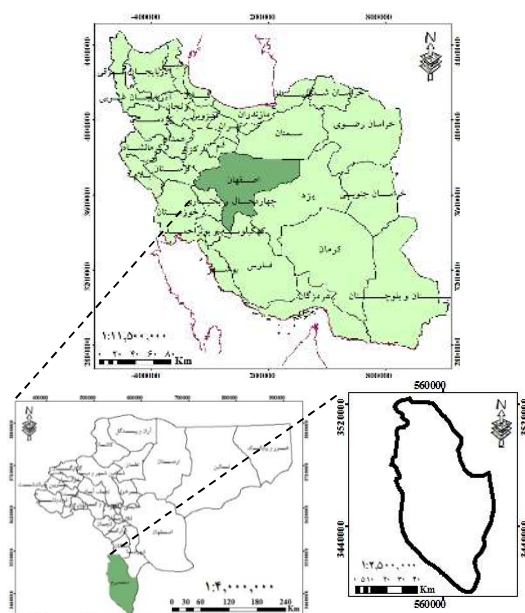
#### منطقه مورد مطالعه

شهرستان سمیرم، جنوبی‌ترین بخش واقع در ۱۵۰ کیلومتری استان اصفهان است. مراتع کوهسری منطقه دارای موقعیت جغرافیایی ۳۴° ۳۱' تا ۳۱° ۲۱' شمالی و ۵۱° ۳۱' تا ۵۱° ۱۵' شرقی است (شکل ۱). مرتع سمیرم به لحاظ فصل بهره‌برداری جزء مراتع بیلاقی 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).

خزّه‌ها 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 آشفته‌گی و رودی، 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 (Jefferris & Klopatek, 1987; Anderson, 1994). در مراتع دشت کلرادو در نتیجه چرای سنگین و طولانی مدتی که طی ۵۵ سال رخ داده بود، پوشش خزّه‌ها 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 خزّه 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 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 *Chondropsis* و *Xanhtoparmelia Heterodea* 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 خزّه و گل‌سنگ را در مقایسه با مناطق بدون خزّه و گل‌سنگ



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

## روش تحقیق

### الف- روش نمونه برداری

در این مطالعه پنج سناریو طراحی شد (جدول ۱، Moradi, 2016). در هر یک 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 (۶۲۵/۰ 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 چرای 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 (مبنای طراحی سناریوها، فشارهای چرای 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 چرای 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 هر یک 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.

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- تجزیه و تحلیل آماری

به منظور 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 نرم افزار PAST انجام شد. تنوع بتا ویتاکر مبتنی بر ترکیب گونه‌ای (رابطه ۱) محاسبه می‌شود (Whittaker, 1972).

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

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.

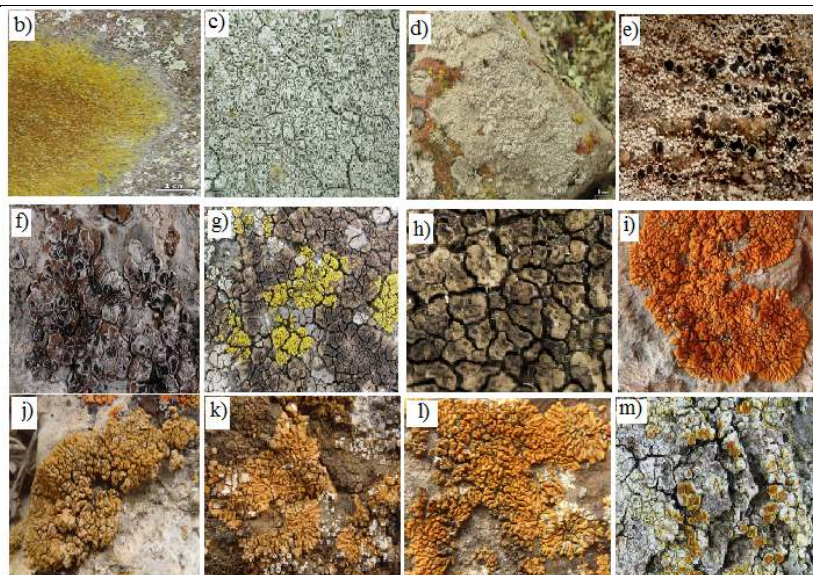
تحلیل‌های آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزارهای آماری (PAST<sup>2.17</sup> Paleontological Statics Software) و (SPSS<sup>22</sup> Statistical Package for the Social Science) انجام شد. از نرم‌افزار PAST برای محاسبه تنوع و ترکیب گونه‌ای، از نرم‌افزار SPSS برای تهیه نمودارها، محاسبه رگرسیون بین متغیر تنوع گل‌سنگ و فشارهای مختلف جرابی استفاده شد.

## نتایج

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

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

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



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.

گل‌سنگ رابطه غیرخطی معنی‌دار و در فشار چرای 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 چرای اول، دوم و سوم رابطه معنی‌دار غیرخطی در سطح احتمال بیشتر از ۹۵ درصد در طول سال داشته است (جدول ۵).

با توجه به نتایج حاصل از رگرسیون در سناریوی اول، تنها با اعمال فشار چرای 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 چرای ۲/۵ واحد دامی در هکتار، تغییرات تنوع

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

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

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

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

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

در سناریوی پنجم، با توجه به نتایج حاصل از رگرسیون، تنها در فشار چرای 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).

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

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)، ( $\pm 0.5$ )	
میزان تغییرات تبیین شده ( $R^2$ )	معادله رگرسیونی	P-value	اشتباه نرمال
۰/۶۱	$y=0.008\ln(x)+2.37$	۰/۳۰۰	$\pm 0.35$
۰/۷۵	$y=0.005x+2.42$	۰/۳۲۹	$\pm 0.20$
۰/۷۵	$y=0.005x+2.2$	۰/۳۲۹	$\pm 0.20$
۰/۷۵	$y=0.005x+1.21$	۰/۳۲۹	$\pm 0.20$
۰/۷۵	$y=0.01x+2$	۰/۳۲۹	$\pm 0.20$

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)، ( $\pm 0.5$ )	
میزان تغییرات تبیین شده ( $R^2$ )	معادله رگرسیونی	P-value	اشتباه
۰/۷۵	$y=0.01x+1.54$	۰/۳۲۹	$\pm 0.20$
۰/۷۵	$y=0.005x+1.35$	۰/۳۲۹	$\pm 0.20$
۱	$y=0.005x^2-0.015x+1.94$	۰/۰۳۰**	$\pm 0.05$
۰/۶۱	$y=0.008\ln(x)+1.92$	۰/۳۲۹	$\pm 0.33$
۰/۷۵	$y=0.005x+1.62$	۰/۳۲۹	$\pm 0.20$

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

## بحث

دام است. Tang و همکاران (۲۰۱۲) نیز بیان کردند که تنوع بتا در پی افزایش آشفته‌گی‌های 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

همانطورکه از نتایج قابل استنتاج است با افزایش فشارچرای 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 چرای 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



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 چرایایی با میزان دام‌گذاری و شدت چرایایی پائین (کمتر از ظرفیت تحمل) به‌عنوان یک بازخورد منفی و وارد نمودن فشار چرایایی و میزان دام‌گذاری بالا (بالا تر از ظرفیت تحمل) به‌عنوان یک بازخورد مثبت است، زیرا به بوته‌ها نیز فشار چرایایی 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 با توجه به تغییرات تنوع گل‌سنگ‌ها، بهترین سناریو مدیریتی برای مراتع سمیرم اعمال چرا و استراحت به صورت یکسال در میان است. به‌طور کلی 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 Holmgren, 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 sloop 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

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. بدین ترتیب نتایج ما مطالعات نامبردگان را نیز تأیید می‌نماید.

با اجرای سناریوی سوم، تنوع گل‌سنگ در فشارهای چرایایی یک، دو و سه واحد دام در هکتار و بیشتر به‌طور معنی‌داری به صورت غیرخطی افزایش می‌یابد (جدول ۵). همانطور که Wicklow-Howard (۱۹۹۴) و Kaltenecker 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.

همانطور که 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. به عبارتی 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

- Harper, K. T. and Marble, J. R., 1988. A role for non-vascular plants in management of arid and semi arid rangelands. In Tuller, P. T. (Ed). Vegetation science application for rangelands analyses and management. Marinus Nijhoff/Dr. W. Junk, Amersdam, 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 rehabilitation 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 Trockenresistenz der Flechten in Beziehung zu ihrer 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. Vegetation dynamics in mulgaland: a currawinya National Park case study. Ph.D. Thesis University of Queensland, Gatton College, Australia, rock lichens. Ph D. Dissertation. Brigham 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 Science 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. *Measurements for terrestrial vegetation*. A Wiley/Interscience 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 processes 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.

- lichen species on soil and plants characteristics 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, Canberra, 35p.
  - Tongway, D., 1994. Rangeland soil condition assessment (manual). CSIRO, Division of wildlife and ecology. Canberra, Australia.
  - 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 ecosystem of arid to semi-arid regions. *Journal of Advanced in Ecological Research*, 20: 179-223.
  - Whittaker, R. H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *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 Technical 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

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

E. Moradi<sup>1\*</sup>, Gh. A. Heshmati<sup>2</sup> and A. A. Dehghani<sup>3</sup>

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) considered 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.