بررسی اثرات چرای دام اهلی و حیات وحش بر شاخص‌های تنوع گونه‌ای در منطقه استپی سرد استان اصفهان

فهیمه معظم[۱]، حسین بشری*[۲] و رضا جعفری[۲]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۲/۱۸ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۸/۰۴/۳۱

چکیده

تنوع گونه‌های گیاهی همواره متضمن پایداری اکوسیستم در مقابل آشفتگی‌های محیطی و زیستی است. به منظور بررسی اثر مدیریت چرا بر شاخص‌های تنوع گونه‌ای ۱۵ مکان مرتعی تحت چرای دام اهلی و ۱ مکان مرتعی در پناهگاه حیات وحش موته (منطقه امن آب باریکه) که تحت چرای حیات وحش (به ویژه آهو) قرار دارد، انتخاب شدند. نمونه‌برداری ۵۶ سایت بر اساس فاصله از روستا و آبشخوار در ۱۶ مکان مرتعی در قالب طرح تصادفی- سیستماتیک با واحد نمونه‌برداری ترانسکت خطی و با استقرار ۲ ترانسکت ۱۰۰ متری در جهت عمود بر هم با سه تکرار انجام شد. بر روی هر ترانسکت اطلاعات شامل درصد پوشش‌گیاهی به تفکیک نوع گونه و فرم رویشی یادداشت گردید. محاسبه شاخص‌های عددی تنوع، غنا و یکنواختی با استفاده از داده‌های پوشش و نرم‌افزار PAST و Excel صورت گرفت. مدل‌های توزیع فراوانی شامل سری لوگ، لوگ نرمال، مدل هندسی و عصای شکسته در هر دو منطقه برازش گردید. نتایج نشان داد میزان تنوع و یکنواختی گونه‌ای در منطقه تحت چرای حیات وحش نسبت به منطقه تحت چرای دام اهلی بیشتر بوده است، اما در دو منطقه در سطح ۵ درصد دارای اختلاف معنی‌داری نبودند. این در حالی است که شاخص غنای گونه‌ای در منطقه تحت چرای دام اهلی بیشتر بوده است به‌طوریکه شاخص‌های غنای گونه‌ای منهینگ (۲/۴۱) و مارگالف (۳/۰۳) در منطقه تحت چرای دام اهلی مقادیر بیشتری نسبت به شاخص‌های غنای گونه‌ای منهینگ (۱/۵۲) و مارگالف (۲/۱۲) در منطقه پناهگاه حیات وحش موته داشته و در سطح ۵ درصد دارای اختلاف معنی‌داری بودند. نمودار لگاریتمی توزیع رتبه‌ای فراوانی گونه‌های هر دو منطقه با شیب تند از مدل عصای شکسته پیروی کرده و نشان می‌دهد که منطقه دارای گونه‌های غالب است و افراد با فراوانی متوسط در آن کمتر یافت می‌شوند. نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل رجبندی CCA، نشان داد که دو منطقه از نظر عامل مدیریت، پوشش‌گیاهی و شاخص غنای گونه‌ای به‌طور مناسبی در فضای رجبندی از هم تفکیک شده‌اند.

واژه‌های کلیدی: تنوع گونه‌ای، چرای دام اهلی، پناهگاه حیات وحش موته، تحلیل تطبیقی متعارفی.

[۱]- دانشجوی دکتری علوم مرتع، گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران.

* نویسنده مسئول: Fahimeh_moazam@yahoo.com

[۲]- دانشیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-10-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.11.9]

مقدمه

در حالی‌که اکوسیستم‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک از نظر طبیعی بسیار متنوع هستند و پوشش گیاهی آنها درجه بالایی از توانایی سازگاری با مکانی که در آن هستند را نشان می‌دهند اما چرای بیش از حد دام، پوشش گیاهی را کاهش داده، که این کاهش می‌تواند باعث تغییراتی در درصد تاج‌پوشش گیاهان، ترکیب گیاهی و تنوع گیاهی شود. در مراتع نیمه خشک، چرای شدید می‌تواند بر میزان فراوانی گراس‌های خوشخوراک تأثیر گذارد و باعث افزایش پوشش بوته‌ای و تخریب خاک گردد (۴). با این وجود کاهش تنوع گیاهی روندی است که در اکوسیستم‌های مختلف جهان گزارش شده است (۱۰). یکی از علل تخریب مراتع چرای غیریکنواخت در مراتع است. اثرات چرا بر تغییرات کمی و کیفی مرتع اجتناب‌ناپذیر است. جداکردن اثرات چرای دام به اجزای منفرد، درک بهتری به وجود می‌آورد و مدیریت پوشش گیاهی و دام را بر اساس اطلاعات بیش‌تر بهبود می‌بخشد (۸). از این‌رو برای مدیریت بهتر مراتع می‌بایست دانست که چرای دام از هر نوع که باشد، با تغییر در فراوانی گونه‌های کلید و ضروری که ضامن بقاء، پایداری و کارکرد صحیح اکوسیستم‌ها هستند، آن‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهد. چرای دام از عوامل مهم تأثیرگذار بر ساختار جامعه و ترکیب گونه‌ای اکوسیستم‌های مرتعی است که می‌تواند باعث تغییراتی در تنوع پوشش گیاهی نیز شود (۱۶). همیشه دلایل تغییر در تنوع گونه‌ای و ساز و کارهای اداره‌کننده این تغییر، به عنوان یک سؤال برجسته اکولوژیکی مطرح بوده است. حفاظت همه جانبه از اکوسیستم‌های مرتعی مستلزم مدیریت بر مبنای حفظ و نگهداری از تنوع گونه‌ای موجود در آن‌هاست. شاخص تنوع از جمله مشخصه‌های جوامع گیاهی است که از ترکیب دو پارامتر غنای گونه‌ای و یکنواختی محاسبه می‌شود. غنای گونه‌ای به تعداد گونه‌ها اشاره می‌کند و یکنواختی به نحوه توزیع افراد بین گونه‌ها برمی‌گردد. از ترکیب این دو پارامتر (غنا و یکنواختی)، شاخص تنوع محاسبه می‌شود (۱۱). تنوع گونه‌ای در جوامع گیاهی با استفاده از روش‌های غیرپارامتریک و پارامتریک بررسی می‌شود. روش‌های غیر پارامتریک شامل شاخص‌های تجربی تنوع گونه‌ای همچون سیمپسون، شانون، هیل و .... می‌باشند. روش‌های پارامتریک تنوع با نام مدلهای وفور – رتبه‌ای و منحنی‌های تنوع- غالبیت نیز شناخته می‌شوند که در این منحنی‌ها، فراوانی نسبی گونه‌ها براساس مقیاس لگاریتمی در مقابل رتبه فراوانی گونه‌ها، رسم می‌شود. از جمله مدل‌های توزیع فراوانی می‌توان به سری هندسی[1]، سری لگاریتمی[2]، لوگ نرمال[3] و مدل عصای شکسته[4] اشاره نمود که بعضی از آن‌ها در توصیف فراوانی گونه‌ها موفق‌تر بوده‌اند ولی به دلیل متغیر بودن دو مؤلفه غنای گونه‌ای و یکنواختی در جوامع، هیچ مدل ویژه‌ای قابل‌تعمیم برای همه جوامع اکولوژیکی نبوده و هر جامعه از مدل خاص خود پیروی می‌کند (۱۲). زاو و همکاران (۲۰۰۷) اثر چرای دام را در منطقه کوهستانی تیانشان چین بررسی کردند. این محققان نشان دادند که در ابتدا با افزایش شدت چرا، گونه‌های جنس *Stipa* و*Kochia* ناپدید شدند و بعد از آن، گونه *Seriphidium bororalense* شروع به کاهش کرد. آن‌ها بیان کردند که چرای سنگین، نه تنها تنوع گونه‌های خوشخوراک را کم می‌کند، بلکه ساختار مورفولوژیکی و الگوی پراکنش گونه‌ها را نیز تغییر می‌دهد (۲۴). تیگن و همکاران (۲۰۱۱) بیان کردند که افزایش شدت چرا در نزدیکی منابع آب، باعث کاهش تنوع و غنای گونه‌ای، کاهش درصد پوشش گیاهی و افزایش خاک لخت می‌گردد (۲۲). رستم‌پور و همکاران (۲۰۱۵) تغییرات ترکیب، غنا، تنوع و یکنواختی گونه‌ای را در طول گرادیان چرایی با فواصل ۵۰۰، ۱۰۰۰، ۳۰۰۰ و ۵۰۰۰ متر از آبشخور در مراتع حاجی‌آباد استان خراسان جنوبی بررسی کردند. آن‌ها نشان دادند که چرای دام علاوه بر تغییر در درصد تاج پوشش و تراکم، غنا و تنوع گونه‌ای را نیز تحت تاثیر قرار می‌دهد. به طوری که مقدار عددی شاخص غنا و تنوع افزایش پیدا کرده و تمایز واضحی بین ترکیب گونه‌های گیاهی در فاصله ۵۰۰ متری و ۵۰۰۰ متری از آبشخور وجود دارد (۱۷). خانی و همکاران (۲۰۱۱) با مقایسه شاخص‌های تنوع و غنای گونه‌های گیاهی در سطوح مختلف چرایی در مراتع استان فارس نشان دادند که نتایج حاصل از شاخص‌های غنای مارگالف

[1]- Geometric series
[2]- Log series
[3] - Log normal
[4]- Broken stick

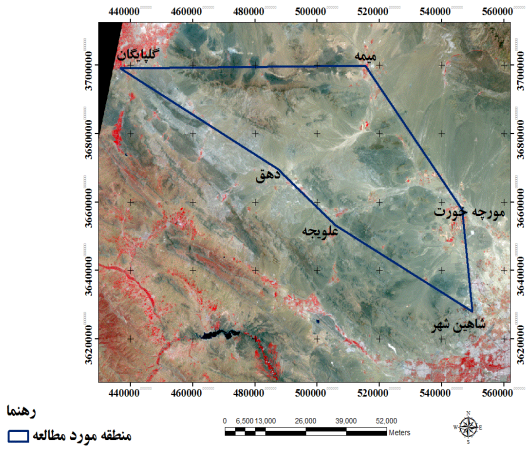
[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-10-05]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.11.9]

بین منطقه چرای ضعیف و متوسط از نظر آماری اختلاف معنی‌داری ندارند، ولی بین منطقه چرای شدید با متوسط و ضعیف، اختلاف معنی‌داری در سطح ۵ درصد وجود دارد (۹). هنریکس و همکاران (۲۰۰۵) تنوع و غنای گونه‌ای را در امتداد گرادیان چرایی مختلف، در مراتع آفریقای جنوبی بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که تنوع و غنای گونه‌ای در مناطق نزدیک محل استقرار شبانه دام که فشار چرا بیش‌تر است دارای کم‌ترین مقدار می‌باشد (۶). سلامی و همکاران (۲۰۰۷) بیان داشتند که قرق ۸ ساله باعث افزایش شاخص‌های عددی تنوع، غنا و یکنواختی نسبت به منطقه تحت چرا شده است (۱۹). قهساره و همکاران (۲۰۱۰) مدل‌های توزیع فراوانی تنوع گونه‌ای را در چهار مکان مرتعی استان اصفهان بررسی کردند. آن‌ها مدل لوگ نرمال را به عنوان بهترین مدل برای هر چهار مکان مرتعی معرفی نمودند که نشان دهنده جوامع با ثبات است (۵). کاظمی و همکاران (۲۰۱۹) با بررسی تأثیر قرق ۳۳ ساله بر روی شاخص‌های تنوع، غنا و یکنواختی مراتع نیمه استپی شهرستان سمیرم اصفهان به این نتیجه رسیدند که منطقه قرق از هیچ یک از مدل‌های وفور- رتبه‌ای تبعیت نمی‌کند که نشان دهنده جامعه ناپایدار و شکننده می‌باشد، در حالی که منطقه چرای مدیریت شده از مدل‌های عصای شکسته و لوگ نرمال تبعیت می‌کند که نشان‌دهنده جوامع پایدار و با ثبات است (۷). از آنجایی که حفظ تنوع گونه ای یکی از اهداف اصلی مدیریت اکوسیستم است، با اندازه‌گیری تنوع و بررسی توزیع گونه‌ها می‌توان توصیه‌های مدیریتی لازم را ارائه نمود. اگرچه مطالعات زیادی در مورد اثرات چرا بر تنوع گیاهی انجام شده است اما اکثر این مطالعات در مناطق تحت چرای دام‌های اهلی بوده و یا تنوع گونه‌های بین مناطق قرق و مناطق چراشده بررسی شده ولی به اثر مدیریت چرای دام اهلی و حیات وحش در مراتع خشک و نیمه خشک کمتر پرداخته شده است. لذا در این مطالعه با استفاده از روش‌های مقایسه آماری و تحلیل چندمتغیره به بررسی اثرات چرای دام اهلی و چرای حیات وحش بر روی درصد پوشش گیاهی و شاخص‌های تنوع، غنا و یکنواختی پرداخته شده است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

برای انجام این مطالعه، ۱۶ مکان مرتعی در مراتع استپی سرد استان اصفهان انتخاب شدند. منطقه رویشی استپی حدود ۳۶ درصد از سطح استان اصفهان را پوشش می‌دهد و در مناطق مرکزی با بارندگی سالانه ۱۱۰ تا ۲۳۰ میلی‌متر گسترش دارد. مناطق مطالعاتی در مراتع استپی سرد اطراف شهرستان‌های شاهین شهر، علویجه، دهق، گلپایگان، میمه و مورچه خورت در استان اصفهان (شکل ۱) قرار دارند. ۱۵ مکان اکولوژیکی تحت چرای دام اهلی و ۱ مکان در پناهگاه حیات وحش موته (منطقه امن آب باریکه) که تحت چرای حیات وحش (به ویژه آهو) قرار دارند، انتخاب شدند. پناهگاه حیات وحش موته با وسعت ۲۰۴،۳۵۰ هکتار در شمال استان اصفهان، شمال غربی میمه و جنوب غربی شهرستان دلیجان قرار دارد. پناهگاه حیات وحش موته یکی از با ارزش‌ترین مناطق ایران از نظر گیاهان منحصر به فرد و زیستگاهی مناسب برای زندگی و تکثیر آهو می‌باشد.



شکل ۱: موقعیت مناطق مورد مطالعه در استان اصفهان

پناهگاه حیات وحش موته دارای دو بخش مختلف است، یکی بخش جلگه‌ای که محل زیست آهو است و دیگری مناطق کوهستانی که محل زیست قوچ، میش، کل و بز می‌باشد. سه منطقه شور رباط ترک، شور آب باریکه و سی کلفت جمعاً به مساحت ۳۷،۰۰۰ هکتار به‌عنوان منطقه امن پناهگاه موته معرفی شده‌اند.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-10-05]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.11.9]

روش تحقیق

تعداد ۱۶ مکان مرتعی برای این مطالعه انتخاب شد که هر مکان مرتعی از لحاظ اکولوژیکی (شرایط اقلیمی، سازندهای زمین‌شناسی، محدوده ارتفاعی، میزان بارش، شیب و غیره) شرایط تقریبا مشابهی داشتند. پس از تعیین مکان‌های مرتعی تعداد ۵۶ سایت مختلف بر مبنای فاصله از روستا، آبشخوار و فشار چرای دام انتخاب شدند که تعداد ۴۱ سایت در منطقه تحت چرای دام اهلی (تعداد ۲ تا ۳ سایت در هر مکان مطالعاتی) و ۱۵ سایت در منطقه تحت چرای حیات وحش قرار داشتند. نمونه‌برداری در هر سایت در قالب طرح تصادفی- سیستماتیک با واحد نمونه برداری ترانسکت خطی انجام شد. برای مطالعه تنوع پوشش‌گیاهی در هر سایت، ۲ ترانسکت ۱۰۰ متری در جهت عمود بر هم با سه تکرار مستقر شدند و داده های درصد پوشش‌گیاهی به تفکیک نوع گونه و فرم رویشی، درصد سنگ و سنگریزه، خاک لخت اندازه‌گیری و یادداشت شد. عملیات میدانی در فصل بهار سال ۱۳۹۵ انجام گردید. داده‌های جمع‌آوری شده مربوط به پوشش گیاهی به عنوان متغیر در شاخص‌های تنوع، غنا و یکنواختی وارد گردید. محاسبه شاخص‌های عددی تنوع، غنا و یکنواختی از روابط 1 تا ۵ با استفاده از نرم‌افزار PAST و Excel صورت پذیرفت (جدول ۱). جهت مقایسه شاخص‌های مختلف تنوع، غنا و یکنواختی در دو منطقه تحت چرای دام اهلی و چرای حیات وحش تحلیل آماری با استفاده از آزمون تی مستقل در محیط نرم‌افزار Minitab 17 انجام شد. روش‌های اندازه‌گیری پارامتریک تنوع که با نام مدل‌های وفور- رتبه‌ای نیز شناخته می‌شوند، یکی از روش‌های نمایش اطلاعات تنوع یا داده‌های مربوط به فراوانی گونه‌ای می‌باشد. نتیجه حاصل از آن ایجاد یک خط یا منحنی است که به منظور توصیف یکنواختی توزیع گونه‌ای و چیرگی (غالبیت) نسبی در یک جامعه استفاده می‌گردد. به عبارت دیگر شکل منحنی و شیب آن، نحوه توزیع افراد را در جامعه نشان می‌دهند. شیب تند منحنی، بیانگر درجه بالای غالبیت و کوتاه بودن طول منحنی، نشان‌دهنده تعداد کم گونه‌ها است. داده‌های جمع‌آوری‌شده وفور گونه‌ها در جوامع بیولوژیکی معمولاً می‌تواند توسط گروهی از توزیع‌های آماری تشریح می‌شوند (۱۲).

جدول ۱: فرمول شاخص‌های تنوع، غنا و یکنواختی

رابطه	نام شاخص	تنوع	غنا	یکنواختی
۱	سیمپسون	$D = \sum_{i=1}^{s}(ni(ni-1)\|N(N-1))$	.....	.....
۲	شانون- وینر	$H = \sum Pi \log_2 Pi$	.....	.....
۳	منهینگ	.....	$R_2 = \frac{S}{\sqrt{N}}$	.....
۴	مارگالف	.....	$R_1 = \frac{S-1}{Ln\,(N)}$	.....
۵	یکنواختی سیمپسون	.....	.....	$E_{\frac{1}{D}} = \frac{\frac{1}{D}}{S}$

خط یا منحنی ایجاد شده با مدل‌های آماری سری هندسی، سری لگاریتمی، لوگ نرمال و مدل عصای شکسته با استفاده از آزمون کای اسکوئر مقایسه می‌شود. برای رسم مدل‌های وفور رتبه‌ای نیز از نرم‌افزار PAST استفاده شد. در تحلیل گرادیان، زمانی که تأثیر هم زمان عوامل محیطی بر پوشش گیاهی هدف بررسی است، از روش‌های مستقیم استفاده می‌شود. این روش‌ها شامل روش تجزیه تطبیقی متعارفی CCA[1] و آنالیز فزونگی RDA[2] می‌باشند که بسته به طول گرادیان حاصله روش مناسب انتخاب می‌شود (۳ و۱۳). به منظور انتخاب مناسب ترین روش رجبندی، ابتدا داده‌ها با استفاده از آنالیز تطبیقی قوس‌گیری‌شده[3] (DCA) بررسی شدند و عدد به‌دست‌آمده از طول گرادیان، مبنای

[1]- Canonical Correspondence Analysis

[2] – Redundancy analysis

[3]- Detrended Correspondence Analysis

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-10-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.11.9]

روش آنالیز قرار گرفت. در بررسی رابطه بین شاخص‌های معنی‌دار شده تنوع با عامل مدیریت و حضور گونه‌ها بیش‌تر از ۴ گردید، روش CCA انتخاب شد. به منظور بررسی روابط بین پوشش گیاهی، عوامل محیطی و مدیریتی با شاخص‌هی تنوع گونه‌ای از روش رج‌بندی در محیط نرم‌افزار CANOCO 4.5 استفاده شد.

نتایج

گونه‌های گیاهی موجود در هریک از مناطق تحت چرای دام اهلی و تحت چرای حیات وحش در جدول ۲ آورده شده است. برای بررسی اثرات چرای دام‌های اهلی و چرای حیات وحش بر درصد پوشش گیاهی، میانگین درصد پوشش گیاهی در سایت‌هایی که در آنها سابقه چرای دام اهلی وجود داشت و سایت‌هایی که تحت چرای حیات وحش قرار داشتند، مورد مقایسه قرار گرفتند. میانگین درصد تاج پوشش گیاهی در سایت‌های با سابقه چرای دام اهلی ۱۳/۸۶ و در منطقه امن آب باریکه تحت چرای حیات وحش ۳۵/۵۴ بود و در سطح ۵ درصد دارای اختلاف معنی‌داری بودند (جدول ۳). نتایج حاصل از محاسبه شاخص‌های عددی تنوع (سیمپسون و شانون- وینر)، غنا (منهینگ و مارگالف) و یکنواختی (سیمپسون) در دو منطقه تحت چرای دام اهلی و تحت چرای حیات وحش در جدول (۴) نشان داده شده است. بر اساس نتایج به‌دست آمده، شاخص‌های تنوع گونه‌ای سیمپسون و شانون در منطقه امن آب باریکه در پناهگاه حیات وحش موته بیش‌تر از مناطق با سابقه چرای دام اهلی می‌باشند اما در سطح آماری ۵ درصد اختلاف معنی‌داری ندارند. آزمون تی مستقل نشان داد که اختلاف بین شاخص‌های غنا در دو منطقه تحت چرای حیات وحش و تحت چرای دام اهلی در سطح احتمال ۵ درصد، معنی دار است. بطوریکه میزان هر دو شاخص غنای مارگالف و منهینگ در منطقه تحت چرای حیات وحش کمتر از مناطق دارای سابقه چرای دام اهلی می‌باشد. نتایج حاصل از یکنواختی گونه‌های گیاهی نیز تفاوت معنی‌داری در سطح ۵ درصد آماری بین منطقه تحت چرای حیات وحش در موته و منطقه دارای سابقه چرای دام اهلی نشان نداد. اما این شاخص در منطقه تحت چرای حیات وحش با مقدار ۰/۵ درصد از منطقه دارای سابقه چرای دام اهلی با مقدار ۰/۴۲ بیشتر می‌باشد. جدول ۵ نتایج به‌دست آمده از آزمون برازش کای اسکوئر مدل‌های عصای شکسته، لوگ نرمال، سری لگاریتمی و سری هندسی بر روی داده‌های فراوانی نسبی دو منطقه دارای سابقه چرای دام اهلی و تحت چرای حیات وحش را نشان می‌دهد. این آزمون نشان داد که مدل عصای شکسته بهترین مدل برازش‌شده بر روی منطقه دارای سابقه چرا بوده که بیانگر حضور جوامعی به نسبت پایدار با فراوانی گونه‌ای متوسط تا زیاد است. اما در منطقه تحت چرای حیات وحش در پناهگاه حیات وحش (منطقه امن آب باریکه) هم مدل عصای شکسته و هم مدل سری لوگ معنی دار شدند. شکل (۲) نمودار وفور- رتبه‌ای دو منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد. اگر مقدار P از ۰/۰۵ بیشتر باشد، مدل پذیرفته می‌شود.

تحلیل رج‌بندی بدین منظور استفاده شد که تعداد متغیرهای وابسته (گونه‌های گیاهی) و نیز متغیرهای مستقل (شاخص‌های تنوع، غنا، یکنواختی، ترکیب پوشش گیاهی و نحوه مدیریت) بیش از دو عدد می‌باشند. بنابراین از تکنیک معمول آماری برای تجزیه و تحلیل آنها نمی‌توان استفاده کرد و ناگریز باید از روش‌های تحلیل چندمتغیره مانند رج‌بندی استفاده کرد. با توجه به اینکه در تجزیه و تحلیل DCA طول گرادیان بیشتر از ۴ شد، بنابراین از روش CCA استفاده گردید (جدول ۶).

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-10-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.11.9]

جدول ۲ : فهرست گونه‌های شناسایی‌شده در مناطق مورد مطالعه

ردیف	نام علمی	خانواده	فرم رویشی*	طول عمر**	علامت اختصاری	تحت چرای حیات وحش	تحت چرای دام اهلی
۱	*Acantholimon hohenackriana*	*Plumbaginaceae*	Sh.	Pr.	*ACA HOH*		*
۲	*Acanthophyllum mucronatum*	*Caryophylaceae*	Sh.	Pr.	*ACA MUC*		*
۳	*Alhagi camelourom*	*Papilionaceae*	Sh.	Pr.	*ALH CAM*	*	
۴	*Anabasis haussknechti*	*Chenopodiaceae*	F.	Pr.	*ANA HAU*		*
۵	*Andrachne fruticulosa*	*Phyllanthaceae*	Sub Sh.	Pr.	*AND FRU*		*
۶	*Artemesia desertii*	*Compositea*	F.	Pr.	*ART DES*		*
۷	*Artemesia sibrei*	*Compositea*	Sh.	Pr.	*ART SIB*	*	*
۸	*Astragalus brachydontus*	*Papilionaceae*	Sh.	Pr.	*AST BRA*	*	*
۹	*Astragalus callistachys*	*Papilionaceae*	Sh.	Pr.	*AST CAL*		*
۱۰	*glaucacathus Astragalus*	*Papilionaceae*	Sh.	Pr.	*AST GLA*		*
۱۱	*glumaceus Astragalus*	*Papilionaceae*	Sh.	Pr.	*AST GLU*		*
۱۲	*gossypinus Astragalus*	*Papilionaceae*	Sh.	Pr.	*AST GOS*		*
۱۳	*podolobus Astragalus*	*Papilionaceae*	Sh.	Pr.	*AST POD*		*
۱۴	*Boissiera squarrossa*	*Gramineae*	Gr.	An.	*BOI SQU*		*
۱۵	*Bromus tectorum*	*Gramineae*	Gr.	An.	*BRM TEC*	*	*
۱۶	*Capparis spinosa*	*Capparidaceae*	Sh.	Pr.	*CAP SPI*		*
۱۷	*Centaurea bruguieriana*	*Compositea*	F.	An.	*CEN BRU*	*	
۱۸	*Centaurea gaubae*	*Compositea*	F.	Pr.	*CEN GAU*		*
۱۹	*Ceratocarpus arenarius*	*Chenopodiaceae*	F.	An.	*CER ARE*		*
۲۰	*congesta Cousinia*	*Compositea*	F.	Pr.	*COU CON*	*	*
۲۱	*Cousinia cylandracea*	*Compositea*	F.	Pr.	*COU CYL*	*	*
۲۲	*Cousinia Piptocephala*	*Compositea*	F.	Pr.	*COU PIP*	*	*
۲۳	*Erysimum crassicaule*	*Cruciferae*	F.	Bi.	*ERY CRA*		*
۲۴	*Dendrostelleria lessertii*	*Thymelaeaceae*	Sh.	Pr.	*DEN LES*		*
۲۵	*Ephedra intermedia*	*Ephedraceae*	Sh.	Pr.	*EPH INT*		*
۲۶	*Euphorbia sp*	*Euphorbiaceae*	F.	Pr.	*EUP SP.*	*	*
۲۷	*ceratoides Eurotia*	*Chenopodiaceae*	Sh.	Pr.	*EUR CER*		*
۲۸	*Gaillonia bruguieri*	*Rubiaceae*	Sh.	Pr.	*GAI BRU*	*	
۲۹	*Heliotropium europaeum*	Boraginaceae	F.	Pr.	*HEL EUR*		*
۳۰	*Hertia angustifolia*	*Compositea*	Sh	Pr.	*HER ANG*		*
۳۱	*Iris songsrica*	*Iridaceae*	F.	Pr.	*IRI SON*		*
۳۲	*Isatis sp*	*Boraginaceae*	F.	Bi.	*ISA SP.*		*
۳۳	*acanthodes Launaea*	*Compositae*	F.	Pr.	*LAN ACA*	*	*
۳۴	*Mathiola sp*	*Cruciferae*	F.	Pr.	*MAT SP.*		*
۳۵	*Noaea mucronata*	*Chenopodiaceae*	Sh.	Pr.	*NOA MUC*		*
۳۶	*harmala Peganum*	*Zygophyllaceae*	F.	Pr.	*PEG HAR*	*	*
۳۷	*aucheri Phlomis*	*Labiatae*	F.	Pr.	*PHL AUC*		*
۳۸	*Poa siniaca*	*Gramineae*	Gr.	Pr.	*POA SIN*		*
۳۹	*Salsola orientalis*	*Chenopodiaceae*	Sh.	Pr.	*SAL ORI*		*
۴۰	*flavida Scabiosa*	*Dipsacaceae*	F.	An.	*SCA FLA*	*	*
۴۱	*orientalis Scariola*	*Compositae*	Semi Sh.	Pr.	*SCA ORI*	*	*
۴۲	*vernalis Senecio*	*Compositae*	F.	An	*SEN VER*	*	*
۴۳	*inflata Stachys*	*Labiatae*	F.	Pr.	STA INF	*	*
۴۴	*Stipa sp*	*Gramineae*	Gr.	Pr.	STP SP.	*	
۴۵	*Stipa hohenkeriana*	*Gramineae*	Gr.	Pr.	STP HOH	*	*
۴۶	*crinitum Taeniatherum*	*Gramineae*	Gr.	An.	TAE CRI	*	
۴۷	*Teucrium polium*	*Labiatae*	F.	Pr.	TEU POL		*

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-10-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.11.9]

ادامه جدول ۲

ردیف	نام علمی	خانواده	فرم رویشی*	طول عمر**	علامت اختصاری	تحت چرای حیات وحش	تحت چرای دام اهلی
۴۸	*persica Thevenotia*	*Compositae*	F.	An.	THE PER		*
۴۹	*Zygophyllum*	*Zygophyllaceae*	Sh.	Pr.	ZYG SP.		*
۵۰	*Ziziphora tenuir*	*Labiatae*	F.	An.	ZIZ TEN	*	

*فرم رویشی گیاهان شامل: .Gr- گراس‌ها، .F - فورب‌ها، .Sh - بوته‌ای‌ها و .Semi Sh - نیمه بوته‌ای‌ها است. ** طول عمر گیاهان شامل: .An - یکساله‌ها، .Bi - دوساله‌ها و .Pr- چند ساله‌ها است.

جدول ۳: مقایسه میانگین درصد تاج پوشش گونه‌ها در مناطق با سابقه چرای دام اهلی و منطقه تحت چرای حیات وحش

منطقه تحت چرای دام اهلی	منطقه تحت چرای حیات وحش	*P*-value
۱۳/۸۶^{b} ± ۷/۷۲	۳۵/۵۴^{a} ± ۱۸/۱۷	۰/۰۰۰

حروف متفاوت نشانه تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۵ درصد معنی دار می‌باشد.

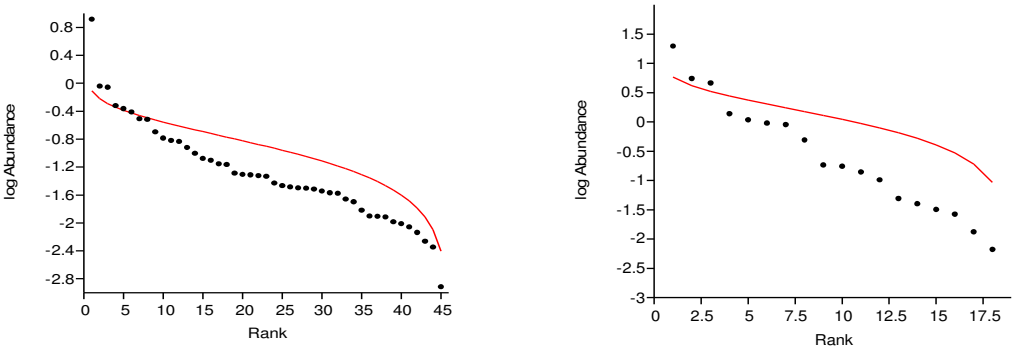
جدول ۴: مقایسه میانگین شاخص‌های تنوع گونه‌ای، غنا و یکنواختی در دو منطقه تحت چرای دام اهلی و منطقه تحت چرای حیات وحش

نوع شاخص	نام شاخص	تحت چرای حیات وحش	تحت چرای دام اهلی	*P-value*
تنوع	سیمپسون	۰/۶۰^{a}± ۰/۱۶	۰/۵۱^{a}± ۰/۱۸	۰/۰۷۱
	شانون	۱/۲۹^{a}± ۰/۳۶	۱/۱۱^{a}± ۰/۴۵	۰/۱۶۳
غنا	منهینگ	۱/۵۲^{b}± ۰/۶۸	۲/۴۱^{a}± ۰/۹۷	۰/۰۰۲
	مارگالف	۲/۱۲^{b}± ۰/۷۷	۳/۰۳^{a}± ۱/۳۶	۰/۰۱۸
یکنواختی	سیمپسون	۰/۵۰^{a}± ۰/۱۷	۰/۴۲^{a}± ۰/۱۷	۰/۱۵۱

حروف متفاوت نشانه تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۵ درصد می‌باشد

جدول ۵ : آزمون برازش χ^2 مدل‌های توزیع بر روی داده‌های فراوانی نسبی در مناطق تحت چرای دام اهلی و تحت چرای حیات وحش

منطقه مورد مطالعه	سری هندسی		سری لوگ		عصای شکسته		لوگ نرمال	
	χ^2	*P*-value	χ^2	*P*-value	χ^2	*P*-value	χ^2	*P*-value
تحت چرای دام اهلی	۰/۰۰	۰/۰۰	۷/۴۹	۰/۰۰	۲/۰۳	۲/۱	۰/۰۰	۰/۰۰
تحت چرای حیات وحش	۱۵/۳۱	۰/۰۰	۳۳/۰۸	۱/۱۵	۳۶/۲۲	۸/۵۶	۰/۰۰	۰/۰۰

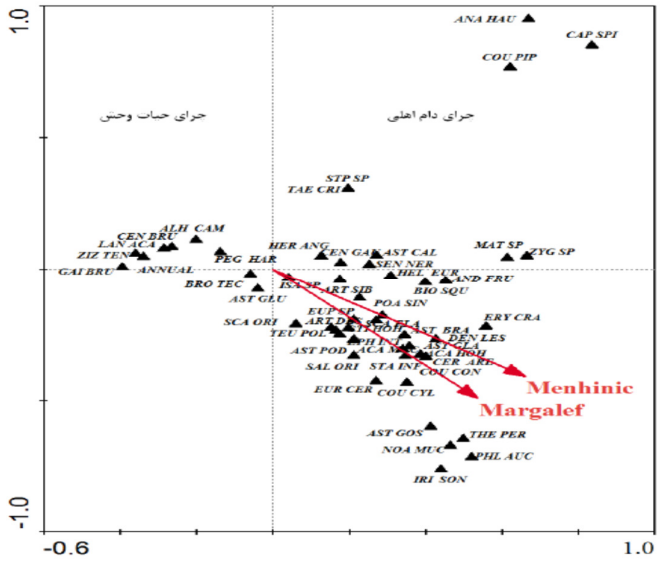


شکل ۲- نمودار عصای شکسته در منطقه تحت چرای دام اهلی (الف) و منطقه تحت چرای حیات وحش (ب).

با توجه به دیاگرام حاصل از رجبندی CCA، سایت‌های نمونه برداری شده از نظر درصد پوشش گیاهی و شاخص‌های غنای گونه‌ای به خوبی از هم تفکیک‌شده اند. به‌طوری که سایت‌های در منطقه تحت چرای دام اهلی در

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-10-05]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.11.9]

سمت راست دیاگرام و سایت‌هایی که تحت چرای حیات وحش هستند در سمت چپ دیاگرام واقع شده اند. همچنین نتایج نشان می‌دهد که شاخص‌های غنای گونه‌ای منهینگ و مارگالف در منطقه تحت چرای دام اهلی مقادیر بیشتری نسبت به منطقه تحت چرای حیات وحش امن در پناهگاه حیات وحش موته (منطقه امن آب باریکه) دارند (شکل ۳).



شکل ۳: نمودار سه پلاتی گونه- مکان – محیط حاصل از رجبندی CCA (اسامی کامل گونه‌ها در جدول ۲ آمده است).

جدول ۶: نتایج حاصل از DCA جهت تعیین طول گرادیان

محور	۱	۲	۳	۴
مقادیر ویژه	۰/۳۸۸	۰/۱۴۵	۰/۱۰۷	۰/۰۷۹
طول گرادیان	۶/۶۵۸	۳/۰۲۹	۴/۴۶۸	۳/۲۹۶
واریانس توجیه شده(٪)	۱۵/۹	۲۱/۹	۲۶/۳	۲۹/۵

بحث و نتیجه‌گیری

اکولوژیست‌ها بیان می‌کنند که جوامع گیاهی ذاتاً پویا و دینامیک هستند و طی دوره طولانی از زمان، ترکیب گیاهی این جوامع طبق اصول توالی و کلیماکس، دگرگون می‌شوند. در یک اکوسیستم هرچه تنوع گونه‌ای بیشتر باشد، محیط پایدارتر و از شرایط خود تنظیمی بیشتری برخودار می‌شود. وجود تنوع گونه‌ای را باید کلید سلامت محیط زیست طبیعی و پایداری آن به حساب آورد. در این پژوهش، شاخص‌های تنوع در هر دو منطقه دارای سابقه چرای دام اهلی و تحت چرای حیات وحش نسبتاً بالا است به‌طوریکه شاخص تنوع سیمپسون در منطقه دارای سابقه چرای دام اهلی ۰/۵۱ و ۰/۶ در منطقه امن آب باریکه و شاخص تنوع شانون بیشتر از ۱ می‌باشد. شیخ زاده و همکاران (۲۰۱۵) در بررسی اثرات قرق بیست ساله بر روی شاخص‌های پارامتریک و غیرپارامتریک تنوع در مراتع چادگان اصفهان بیان داشتند که مقدار شاخص‌های شانون و سیمپسون در مراتع قرق بیشتر از مناطق با چرای سبک دام می‌باشد (۲۰). در منطقه امن آب باریکه که ممنوعیت چرا برای دام‌های اهلی وجود دارد و فقط حیات وحش در آن چرا می‌کنند، تنوع گونه‌ای در آن از مناطق تحت چرای دام اهلی علیرغم اینکه در سطح ۵ درصد اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد ولی میزان آن بیشتر است (جدول ۲). ملیگو (۲۰۰۶) با بررسی اثرات چرا بر ترکیب و تنوع گونه‌ای مراتع

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-10-05]
[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.11.9]

نیمه‌خشک و خشک تانزانیا نشان داد که بیش‌ترین تنوع گونه‌ای در پایین‌ترین فشار چرایی رخ می‌دهد (۱۴).

با بررسی جدول ۲ کاهش یکنواختی در منطقه چرای دام اهلی نسبت به منطقه چرای حیات وحش کاملاً مشهود و مشخص است ولی در سطح آماری ۵ درصد اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. سلامی و همکاران (۲۰۰۷) بیان داشتند که قرق ۸ ساله باعث افزایش شاخص‌های تنوع و یکنواختی نسبت به منطقه تحت چرا شده است (۱۹). این نتیجه با نتایج به‌دست آمده از این پژوهش همخوانی دارد. کاظمی و همکاران (۲۰۱۹) با بررسی تأثیر قرق ۳۳ ساله بر تنوع، غنا و یکنواختی مراتع نیمه‌استپی شهرستان سمیرم اصفهان نشان داد که شاخص‌های غنای گونه‌ای منهینگ و مارگالف در منطقه چرای مدیریت شده بیشتر و در منطقه قرق کمتر است و بین دو منطقه در سطح اطمینان ۵ درصد اختلاف معنی‌دار وجود داشت (۷). نتایج به‌دست آمده توسط آن‌ها با نتایج این پژوهش مطابقت دارد. یکی از فرضیه‌های پذیرفته شده در مورد رژیم‌های آشفتگی، فرضیه آشفتگی متوسط[1](IDH) است. بر اساس این فرضیه غنای گونه‌ای و تنوع در مکان‌های دارای تنش‌های محیطی متوسط حداکثر می‌باشد، اما انحراف از میزان متوسط اغتشاش چه به سمت کم و چه به سمت زیاد موجب کاهش تنوع می‌گردد. این بدان دلیل است که در تنش حداکثر، تنها تعدادی از گونه‌ها قادر به مقاومت هستند و بقیه گونه‌ها از عرصه حذف می‌شوند، در این شرایط تنوع کل پایین می‌آید. از سوی دیگر کاهش تنش، باعث افزایش رقابت بین گونه‌ای شده و به دلیل محدودیت منابع تعدادی از گونه‌های موفق در رقابت، اکثریت گونه‌ها را از جامعه خارج نموده و خود غالب می‌شوند که این امر منجر به جامعه فقیر از تنوع گونه‌ای می‌شود. در سطح متوسط تنش، رقابت درون گونه‌ای در حد متعادل می‌باشد از این رو تنوع حداکثری به وجود می‌آید (۱۸ و ۲۳). شرایط چرای متعادل موجود در پناهگاه حیات وحش موته (منطقه امن آب باریکه) حد واسطی بین چرای شدید و رقابت شدید در مناطق قرق است که غلبه بیشتر گونه‌های موفق‌تر را به دنبال دارد و این رقابت، عرصه را برای سایر گونه‌ها تنگ‌تر نموده است. در منطقه پناهگاه حفاظت شده موته (منطقه امن آب باریکه) بدلیل عدم چرای دام‌های اهلی، رقابت بین گونه‌ها افزایش یافته و باعث چیره شدن گروهی از گونه‌ها بر بقیه شده و در نتیجه غنای گونه‌ای کاهش می یابد. در یک جامعه گیاهی یک سری از گیاهان با قدرت زیادی گسترش پیدا کرده‌اند و باعث کاهش حضور دیگر گونه‌ها می‌شوند. اما اگر بهره‌برداری دام از این گیاهان صورت گیرد و هم‌زمان باعث انتقال بذور گیاهان در مقیاس محلی گردد، می‌توان گفت که چرای دام در این حالت غنای گونه‌ای را افزایش داده است. البته تأثیر چرای دام بر غنای پوشش‌گیاهی نه به شدت چرا، بلکه به عوامل مهم دیگری از جمله نوع دام، قابلیت تولید زیستگاه و سابقه چرایی زیستگاه نیز بستگی دارد (۲۱). دام از سه طریق عمده کم کردن تولید بذر، انتقال بذر از منابع بذری دور دست و ایجاد فضای خالی از رقابت برای جوانه‌زنی و استقرار بذور اکوسیستم‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهند. در واقع دام با حمل بذر از طریق چسبیدن بذر به پشم و بدن دام و حمل بذر از طریق دستگاه گوارش سبب حمل و جابجا شدن بذور از نقاط دیگر می‌شوند. دام مقادیر زیادی از بذر گیاهان را خورده و در داخل یا مابین مکان‌هایی که در آن چرا می‌کنند، انتقال می‌دهند. محتوای بذری سرگین اغلب به سیستم‌های گوارشی و رژیم غذایی آن‌ها و هم چنین ساختار جامعه گیاهی که از آن تغذیه می‌کنند، برمی‌گردد (۲). در واقع سابقه چرایی از این نظر مهم است که تأثیر زیادی بر روند تکامل گونه‌ها دارد. لذا هرچه از مناطق با سابقه چرایی کمتر به مناطق با سابقه چرایی بیشتر حرکت می‌کنیم، چرای دام تأثیر بیشتری بر تنوع می‌گذارد (۲۱). مناطق تحت چرای دام اهلی در گذشته های دور همگی تحت تاثیر چرای دام وحشی نیز بوده‌اند. منطقه امن آب باریکه در پناهگاه حیات وحش موته یکی از زیستگاه‌های مناسب برای آهوی ایرانی[2]می‌باشد. پوشش گیاهی غالب زیستگاه آهو شامل گیاهان جنس‌های *Anabasis*، *Artemisia*، *Astragalus*، *Calmagrostis*، *Haloxylon*، *Kraschnnekochinna*، *Nanophyton*، *Peganum*، *Phragmites*، *Stipa*، *Poa*، *Salsola*، *Stipagrostis*، *Suaeda* و *Zizyphus* می‌شود. در مورد رژیم غذائی آهو اطلاعات دقیقی در دسترس نیست اما مطالعات صورت گرفته در پناهگاه حیات وحش خوش ییلاق

[1] - Intermediate Disturbance Hypothesis

[2] - *Gazella subgutturosa*

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-10-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.11.9]

نشان می‌دهد ۸۶ درصد رژیم غذایی آهوی ایرانی بوته‌ها، ۱۱ درصد علفی‌ها و ۳ درصد فورب‌ها هستند. آهوی ایرانی از لحاظ تغذیه‌ای از گونه‌های به‌شدت خاردار یا کرکدار اجتناب می‌کند. نتایج روش مشاهده مستقیم در پناهگاه حیات وحش قمیشلو نشان داد که گیاهان *Salsola sp.*، *Scariola orientalis* و *Artemisia siberi* بیش‌ترین فراوانی را در رژیم غذائی آهوی ایرانی دارند (۱۵).

شاخص‌های عددی تنوع، هرکدام به نحوی تنوع جوامع را نشان می‌دهند ولی به‌دلیل عدم تفسیر مناسب نتایج توسط آن‌ها، بهتر است مدل‌های وفور- رتبه‌ای را مورد استفاده قرار داد. از بین مدل‌های پارامتریک توزیع برازش شده، مدل عصای شکسته بیشترین تطابق را هم در منطقه دارای سابقه چرای دام اهلی و هم منطقه تحت چرای حیات وحش (منطقه امن آب باریکه) داشت، اگرچه در منطقه پناهگاه حفاظت شده موته (منطقه امن آب باریکه) مدل سری لوگ هم معنی‌دار شد. مدل عصای شکسته بیانگر جوامع نسبتاً پایدار و با ثبات بیشتر می‌باشد. به نظر می‌رسد پایداری در مناطق مورد مطالعه رو بهبود می‌باشد. همچنین بر اساس شکل شماره۳ شیب خط در منطقه پناهگاه حفاظت شده موته (منطقه امن آب باریکه) نسبت به منطقه تحت چرای دام‌های اهلی بیشتر است که بیانگر یکنواختی بالاتر این منطقه می‌باشد. اما اختلاف کم نمودارها در دو منطقه، می‌تواند به این دلیل باشد که منطقه پناهگاه حفاظت شده موته (منطقه امن آب باریکه) باز هم توسط حیات وحش به ویژه آهو مورد چرا قرار می‌گیرد. نتایج حاصل از تجزیه تطبیقی متعارفی (CCA) نشان داد که بردارهای مربوط به شاخص‌های غنای منهینگ و مارگالف در یک راستا بوده و جهت دو بردار به سمت منطقه چرای دام اهلی می‌باشد که تأکید بر بالاترین میزان غنای گونه‌ای و تنوع در این منطقه را دارند. بین دو بردار زاویه کمی وجود دارد که نشان دهنده همبستگی بالای این دو شاخص است. اجرای طرح‌های مرتعداری در مراتع نیمه‌استپی باعث افزایش گونه‌های گیاهی کلیماکس و بهبود وضعیت مرتع و کاهش یکنواختی این مناطق شده است. این رفتار در موازنه بین رقابت گونه‌های گیاهی و فشار چرا قابل تفسیر است و روند توالی جوامع تحت بررسی حالتی را نشان می‌دهد که چیرگی بعضی از گونه‌های مطلوب، تولید بالا و تنوع کمتر را به‌دنبال دارد (۱). با تحلیل رجبندی، دو نوع مدیریت اعمال شده قابل تفکیک از همدیگر بودند که با نتایج تحلیل واریانس مطابقت داشت. به‌طور کلی، تفاوت های بین ترکیب و تنوع گونه‌های موجود در جوامع گیاهی نشان داده است که فشار چرای دام می‌تواند مهم‌ترین عامل این تفاوت‌ها باشد. از آنجایی که در مراتع تحت چرای دام اهلی تعداد دام زیاد و توسط چوپان هدایت می‌شوند، عمدتاً اثرات تخریبی بیشتری نسبت به چرای آهوها که به صورت آزاد و گله‌های پراکنده چرا می‌کنند، دارند. در مناطق خشک و نیمه خشک اگر فشار چرایی باعث رد شدن از حد آستانه‌ها گردد، ساختار و عملکرد ترکیب گیاهی عوض می‌شوند. از این رو برای حفظ تنوع و ترکیب گونه‌ای مناسب در مرتع باید به گونه‌های گیاهی مرغوب و خوشخوراک منطقه فرصت بذر دادن و رقابت داد. اگرچه افزایش سطح حفاظتی مراتع از چرای آزاد به پناهگاه حیات وحش و از پناهگاه حیات وحش به پارک ملی در بهبود شاخص‌های تنوع موثر است ولی هزینه‌هایی به همراه دارد. مثلاً افراد محلی و بومی به افزایش سطح حفاظتی مناطق واکنش داده و ناراضی هستند و ممکن است که تعارضات و اختلافاتی با دامداران و روستاییان پیش آید. مدیران منابع طبیعی باید با ارائه راه حل‌هایی این مشکلات را حل نمایند و نوع مدیریت مناسب برای هر منطقه را شناسایی و اعمال نمایند. نتایج بدست آمده از این مناطق، قابل تعمیم به مناطق با شرایط اکولوژیک مشابه است که از دستاوردهای مهم این پژوهش می‌باشد.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-10-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.11.9]

References

1. Borhani, M., H. Arzani, M. Bassiri, M. A. Zare chahooki & M. Farahpour, 2016. Investigating effects of participatory range management plans on species diversity in Semirum-Isfahan Province. Iranian Journal of Applied Ecology, 5(15): 51-63. (In Persian)
2. Eghbali A, M. Iravani, M. Bassiri, M. Tarkesh Esfahani & A. R. Mohajeri, 2013. Seed dispersal by domestic herbivores in rangeland ecosystems of the Central Zagros region. Iranian Journal of Applied Ecology, 2(3): 49-64. (In Persian)
3. Ehrlich, P.R. & A.H. Ehrlich., 1991. Healing the planet strategies of solving the environmental crisis. Addison Wesley Reading Ma, 210 p.
4. Grubb, P.J., 1977. The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. Biological Reviews, 52: 107-145.
5. Ghehsareh, E., M. Bassiri, M. Tarkesh & M. Borhani, 2010. Appropriate indicators to assess species diversity in four rangeland sites in Isfahan. Journal of Rangeland, 4(1): 33-46. (In Persian)
6. Hendricks, H. H., W. J. Bond, J. J. Midgley & P. A. Novellie, 2005. Plant species richness and composition a long livestock grazing intensity gradients in a Namaqualand (South Africa) protected area. Journal of Plant Ecology, 176(1): 19-33.
7. Kazemi, M., H. R. Karimzadeh, M. Tarkesh & H. Bashari, 2019. The effects of 33-years-old exclusion on species diversity, richness & evenness indices in semi Steppe rangelands of Semirom Province(Case study: Hanna region), Journal of Rangeland. 12(4): 452-463. (In Persian)
8. Khademolhosseini, Z., 2009. Comparison of numerical plant species diversity indices in three different grazing intensities (Case study: Gardaneh Zanbouri-Arsanjan). Journal of Rangeland, 4(1): 104-111. (In Persian)
9. Khani, M., M. Ghanbarian & E. Kamali Maskooni, 2011. Comparison between plant species richness and diversity indices along different grazing gradients in southern warm-arid rangelands of Fars. Journal of Rangeland, 5(2): 129-136. (In Persian)
10. Krebs, C.J., 1999. Ecological methodology. 2nd Edition, Adisson-Welsey educational publisher, Inc, Benjamin/Cummings, 620 p.
11. Ludwing, J. & J.F. Reynolds., 1988. Statistical ecology. A primer on methods and computing. John Wiley and sons. Inc, Wiley-Inter Science, 202 p.
12. Magurran, A.E., 2003. Measuring biological diversity. Blackwell, Australia, 256 p.
13. Mesdaghi, M., 2012. Plant ecology. Mashhad university publication, 187 p. (In Persian)
14. Mligo, C., 2006. Effect of grazing pressure on plant species composition and diversity in the semi-arid rangelands of Mobulu district, Tanzania. Agricultural Journal 1(4): 277-283.
15. Mohammadi, A. R., E. Rezai, M. R. Hemami & M. Yousefi. Food habits of Goitered Gazelle (*Gazella subgutturosa*) in Ghamishloo national park and wild life refuge. 2012. 1st National Desert Conference. Tehran. Iran.
16. Nikan, M., H. Ejtehadi, M. Jankju, F. Memariani, H. Hasanpour & F. Noadoost, 2012. Floristic composition and plant diversity under different grazing intensities: case study semi steppe rangeland, Baharkish, Quchan. Iranian Journal of Range and Desert Research, 47(2): 306-320. (In Persian)
17. Rostampour, M., M. Jafari, A. Tavili, H. Azarnivand & V. Eslami, 2015. Effects of grazing gradiants on diversity of vegetation in arid rangelands (Case study: Haji Abad Rangelands, Southern Khorasan), Journal of Range Management, 2(1): 1-21. (In Persian)
18. Roxburgh S.H. & E.S.J. Rauschert., 2004. Moving from pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. Ecological Letters7: 491-508.
19. Salami, A., H. Zare., T. Amini., H. Ejtehadi & H. Jafary, 2007. Comparison of plant species diversity in the two grazed and ungrazed rangeland sites in Kohneh Lashak Nowshahr. Journal of Pajouhesh and Sazandegi, 75: 37-46. (In Persian)
20. Sheikhzadeh, A., H. Bashari., H. Matinkhah & M. Tarkesh, 2015. The effect exclusion of twenty years old on indexes of parametric and non-parametric species diversity in rangelands Chadegan of Isfahan. Journal of Applied Ecology, 5(17): 25-35. (In Persian)
21. Tahmasebi Kohyani, P., 2009. Analysis of range ecosystems, Pelk Publications, 276p. (In Persian)
22. Tegegn, A., L. Nigatu & A. Kassahun, 2011. Changes in plant species composition and diversity along a grazing gradient from livestock watering point in Allaidege rangeland of north-eastern Ethiopia rangelands. Journal of Livestock Research for Rural Development, 23(9): 233-244.
23. Todd, S.W. & M.T. Hoffman., 2009. A fence line in time demonstrates grazing-induced vegetation shifts and dynamics in the semiarid Succulent Karoo. Ecological Applications, 19(7): 1897-1908.
24. Zhao, W.Y., J.L. Li and J.G. Qi. 2007. Change in vegetation diversity and structure in response to heavy grazing pressure in the northern Tianshan Mountains, China. Journal of Arid Environments, 68: 465-479.

[Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-10-05]

[DOR: 20.1001.1.20080891.1399.14.1.11.9]