دانشگاه گنبد کاووس
نشریه "حفاظت زیست بوم گیاهان"
دوره چهارم، شماره هشتم، بهار و تابستان ۹۵
http://pec.gonbad.ac.ir

معرفی مهمترین ویژگی‌های ساختاری و عملکردی در برگشت‌پذیری اکولوژیکی مراتع کوهسری نیمه‌خشک (مطالعه موردی: مراتع سمیرم)

عزت‌اله مرادی[1*]، غلامعلی حشمتی[2]، امیراحمد دهقانی[3]

[1]دانش آموخته دکتری علوم مرتع، دانشکده مرتع و آبخیزداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
[2]استاد گروه مرتعداری، دانشکده مرتع و آبخیزداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
[3]دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده مهندسی آب و خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

تاریخ دریافت: ۹۵/۳/۲۷ ؛ تاریخ پذیرش: ۹۵/۶/۲۴

چکیده

رمز درک نحوه غالبیت گونه‌ها در اکوسیستم‌ها، مهاجرت گونه‌ها و اثر آشفتگی‌ها بر اکوسیستم نیازمند فهم و درک صحیح برگشت‌پذیری اکولوژیکی است. هدف اصلی این مطالعه معرفی مهمترین ویژگی‌های ساختاری و عملکردی مرتع در تعیین برگشت‌پذیری مرتع است. منطقه مورد مطالعه شهرستان سمیرم (مراتع کوهسری منطقه ونک) واقع در جنوب استان اصفهان است. ویژگی‌های مورد مطالعه؛ سهم گونه شاخص در ترکیب گونه‌ای، لکه گیاهی، فضای بین لکه‌ای، تنوع گلسنگ‌ها، مقدار نیتروژن خاک، مقدار پتاسیم خاک و مقدار کربن آلی خاک و آشفتگی وارده نیز ۵ نرخ دامگذاری (۱، ۱/۵، ۲، ۲/۵ و ۳ واحد دامی) در هکتار است. نرخ‌های دامگذاری به‌مدت ۴ سال با اجرای ۵ سناریو مدیریتی (چرا و قرق به صورت متناوب و متوالی) اعمال و مطالعه شد. برداشت داده‌ها به روش نمونه‌برداری تصادفی با استفاده از ترانسکت و واحدهای نمونه‌برداری تو در تو انجام شد. آنالیز آماری داده‌ها با استفاده از تجزیه مولفه‌های اصلی و محاسبه تنوع بتا انجام شد. نتایج نشان داد ویژگی‌های سهم گونه شاخص در ترکیب گونه‌ای، میزان کربن آلی خاک، لکه‌های گیاهی و تنوع گلسنگ‌ها به خوبی نشانگر میزان فشار بر اکوسیستم و درجه برگشت پذیری اکولوژیکی اکوسیستم مرتع هستند. در مدیریت اکوسیستم‌های مرتعی می‌توان از ویژگی‌های ذکر شده به عنوان شاخص اکولوژیکی به منظور تحت فشار بودن یا نبودن اکوسیستم‌های مرتعی و میزان برگشت‌پذیری اکوسیستم مرتع استفاده نمود.

واژه‌های کلیدی: **ابعاد لکه‌های گیاهی، برگشت پذیری اکولوژیکی، مراتع کوهسری، نرخ دامگذاری.**

*نویسنده مسئول: moradiezat4@gmail.com

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

مقدمه

حدود ۷۵ درصد از مساحت مراتع ایران در مناطق خشک و نیمه خشک واقع شده است (سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور، ۱۳۹۴). امروزه مشکل فشار چرای بیش از حد در اکثر مراتع جهان و به ویژه در مناطق خشک و نیمه خشک که حساس و شکننده‌تر هستند، شدت گرفته است (Haiming *et al.*, 2011). فشار چرای بیش از حد دام یکی از عوامل مهم تخریب مراتع ایران است (اسکندری و همکاران، ۱۳۸۷). با وجود شرایط سخت محیطی حاکم بر مناطق خشک و نیمه خشک، بسیاری از این مناطق دارای پتانسیل لازم برای تجدید حیات پوشش گیاهی هستند (Valentin, 1947).

اکوسیستم حالات مختلفی از خود در سطوح مختلف و زمان‌های مختلف در برخورد با عوامل متغیر درونی و برونی بروز می‌دهد تا پایداری حاکم بر خود را حفظ نماید (Walker *et al.*, 1999). عوامل برونی به چهار گروه اصلی عوامل اقلیمی، عوامل خاکی، عوامل توپوگرافیک و عوامل زیستی (رقابت، چرا و غیره) طبقه‌بندی می‌شوند (Walker *et al.*, 2006). از این چهار عامل فقط عوامل زیستی در اختیار و تحت مدیریت انسان است. مطالعات نشان داده است که در اثر تغییر مدیریت چرا در مرتع در دراز مدت ترکیب گیاهی دچار تغییر و دگرگونی می‌شود (Kraaij and Milton, 2006؛ Marriott *et al.*, 2009؛ Yaynesht *et al.*, 2009). گوارا و همکاران (Guevara *et al.*, 1997, 2009) افزایش درصد گونه‌های بوته‌ای خشبی و کاهش گونه‌های خوشخوراک متأثر از چرای دام را گزارش نموده‌اند. در حالی که برخی محققین افزایش ماده آلی خاک را در اثر چرای دام گزارش کرده‌اند (Courtois *et al.*, 2004)، تعدادی نیز کاهش آن را گزارش نموده‌اند (Frank *et al.*, 1995). محققان علوم مرتع باید به‌طور دقیق فرآیندهای بیولوژیک که زیربنای مدیریت علمی مرتع هستند را شناسایی و درک نمایند و آنها را به عنوان اصول و پایه‌های محکم در تصمیم‌گیری مورد توجه قرار دهند (Provenza, 1991). عناصر کربن، نیتروژن، فسفر و گوگرد؛ کانون و مرکز تمام فرآیندهای بیولوژیکی هستند و در درک ما از تغییرات اکوسیستم نقش کلیدی ایفا می‌کنند (Hutchinson, 1970). مطالعه سیستماتیک و منظم اثرات متقابل کربن، نیتروژن، فسفر و گوگرد و تبدیل و نقل و انتقال آنها ابزارهای با ارزشی برای شناخت ساختار و عملکرد اکوسیستم در اختیار قرار می‌دهند (Folke *et al.*, 2004). مطالعات پیشین نشان می‌دهد که برای بررسی اکوسیستم‌های مرتعی، دو عنصر خاک و پوشش گیاهی به‌طور مکرر مورد بحث و ارزیابی بوده‌اند. متخصصان در دهه‌های قبل، از این دو عامل برای تعیین وضعیت مرتع بهره جستند و حاصل تحقیقات آنها ابداع روش‌های ارزیابی مرتع به صورت طبقه‌بندی نسبی و یا کیفی بود که البته در زمان خود کاری بس ارزشمند و قابل تحسین بود. به‌دلیل پیچیدگی اکوسیستم، بازیابی یک شاخص نمی‌تواند برآیند برگشت‌پذیری کل اکوسیستم از نظر ساختاری و عملکردی آن باشد (Brand, 2009).

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

بنابراین جهت اندازه‌گیری برگشت پذیری اکوسیستم و تعیین آستانه‌ها و وضعیت‌های پایدار، ارزیابی عوامل گوناگون ضروری است. هر چند اندازه‌گیری مستقیم آنها مشکل و پیچیده است (Carpenter *et al.*, 2001).

بنت و همکاران (Bennet *et al.*, 2005) یک چهارچوبی را ارائه کردند که براساس مدل سیستم‌ها برای مطالعات موردی استفاده می‌شود. در فرایندی که مدل سیستم‌ها بر اساس آن کار می‌کند لکه گیاهی به‌عنوان یک ویژگی کلیدی و مهم مرتبط با برگشت پذیری اکوسیستم معرفی می‌شود و با آن قابلیت برگشت پذیری اکوسیستم در مواجهه با آشفتگی وجود دارد. برگشت پذیری اکوسیستم، اغلب بر می‌گردد به اعتبار عواملی که ایجاد کننده قدرت برگشت پذیری اکولوژیکی هستند. برخی محققین، اساس و منطقی برای انتخاب عوامل مهم، کلیدی و برتر جهت مطالعه برگشت پذیری اکوسیستم‌های کشور هند لحاظ نکردند (Haiming *et al.*, 2011). هاگن و اویو (Hagen and Evju, 2013) اعلام نمودند با استفاده از ویژگی‌هایی از پوشش گیاهی (همچون درصد پوشش، غنای گونه‌ای و حضور و عدم حضور گونه‌های مهاجم و غیر بومی) و انجام مطالعات پایش کوتاه مدت (۴ ساله)، می‌توان بازگشت و احیاء اکوسیستم و برگشت‌پذیری آن را به خوبی مطالعه نمود. بررسی برگشت پذیری اکوسیستم‌های مرتعی در اثر تغییر شدت و فشار چرای دام با مطالعه ویژگی‌هایی همچون پوشش گیاهی گونه‌های بومی و غیر بومی، وضعیت خاک سطحی، ویژگی‌های شیمیایی خاک، تراکم خاک نفوذپذیری خاک و میکروکلیمای نزدیک سطح زمین و وضعیت کریپتوگام‌های (پوسته‌های بیولوژیک) خاک می‌تواند انجام شود (Yates *et al.*, 2000). داویر و همکاران (Dwyer *et al.*, 1984) اعلام کردند بایومس علوفه‌ای، تراکم و فشردگی خاک و درصد پوشش کل و هریک از انواع فرم‌های رویشی ویژگی‌های مناسبی برای مطالعه برگشت پذیری اکوسیتم‌های مرتعی هستند.مطالعات متعددی در ارتباط بین برگشت پذیری و تنوع زیستی صورت پذیرفته است (Peterson *et al.*, 1998؛ Walker *et al.*, 1997). برخی مطالعات نشان می‌دهند که تنوع زیستی برگشت‌پذیری گسترده‌ای را برای سیستم تأمین می‌نماید (Peterson, 1982). ویژگی‌های ساختاری و عملکردی لکه‌های گیاهی مرتع در پی وقوع آشفتگی‌ها تغییر می‌کند. در اثر تخریب لکه‌های گیاهی، عملکرد مرتع کاهش پیدا کرده و روند بیابانی شدن مرتع سرعت می‌یابد (Tongway and Ludwig, 2002). پوسته‌های بیولوژیک از جمله گلسنگ‌ها در حال حاضر به عنوان یکی از شاخص‌های سلامت مرتع (Pellent *et al.*, 2000)، وضعیت مرتع (Tongway, 1994) و یک شاخص عملکرد مناسب چشم‌انداز (Tongway and Hindly, 2000) مورد استفاده قرار می‌گیرد. علاوه بر این گلسنگ‌ها امروزه به عنوان شاخص‌های بیولوژیکی زنده مورد استفاده قرار می‌گیرد، برای مثال مشاهده و حضور گلسنگ (*Tomia sedifolia*) در یک منطقه حاکی از آهکی بودن خاک آن منطقه است (McCune and Rosentreter, 1995). الدریک و همکاران (Eldridge *et al.*, 2000) نیز حضور گلسنگ‌های نوع *Heterodea*، *Xantoparmelia* و *Chondropsis* را نشان‌دهنده یک سیستم پایدار

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

اکولوژیک و مطلوب همراه با مدیریت مناسب می‌داند. طویلی (۱۳۸۳) عنوان نموده است که با توجه به اهمیت وجود خزه‌ها و گلسنگ‌ها در اکوسیستم‌های مرتعی و حساس بودن آنها به انواع آلودگی‌ها و عوامل مخرب بر خاک و پوشش گیاهی از آنها می‌توان به عنوان شاخص در ارزیابی و پایش مرتع استفاده نمود.

از طریق تنوع بتا می‌توان تغییرات تنوع گونه‌ای (غنا و یکنواختی) را بین جوامع مختلف یا در طول شیب‌های محیطی بررسی نمود (Jost, 2007). از نظر ویتاکر (Whittaker, 1972) تنوع بتا یک مفهوم کلیدی جهت شناخت عملکرد یک اکوسیستم به منظور اقدامات مدیریتی و حفاظتی یک اکوسیستم می‌باشد. مقصودی مقدم (۱۳۹۰) تأثیر چرای دام بر ترکیب و تنوع جوامع گیاهی در مناطق استپی بروجن را مطالعه کردند. نتایج آنها نشان داد که چرای آزاد باعث افزایش تنوع بتا تا سه برابر شده است. افزایش تنوع بتا در چرای آزاد ناشی از ناهمگنی‌های ایجاد شده در پوشش گیاهی توسط عامل چرا و عامل تسهیل توسط گونه‌های غیرخوشخوراک است.

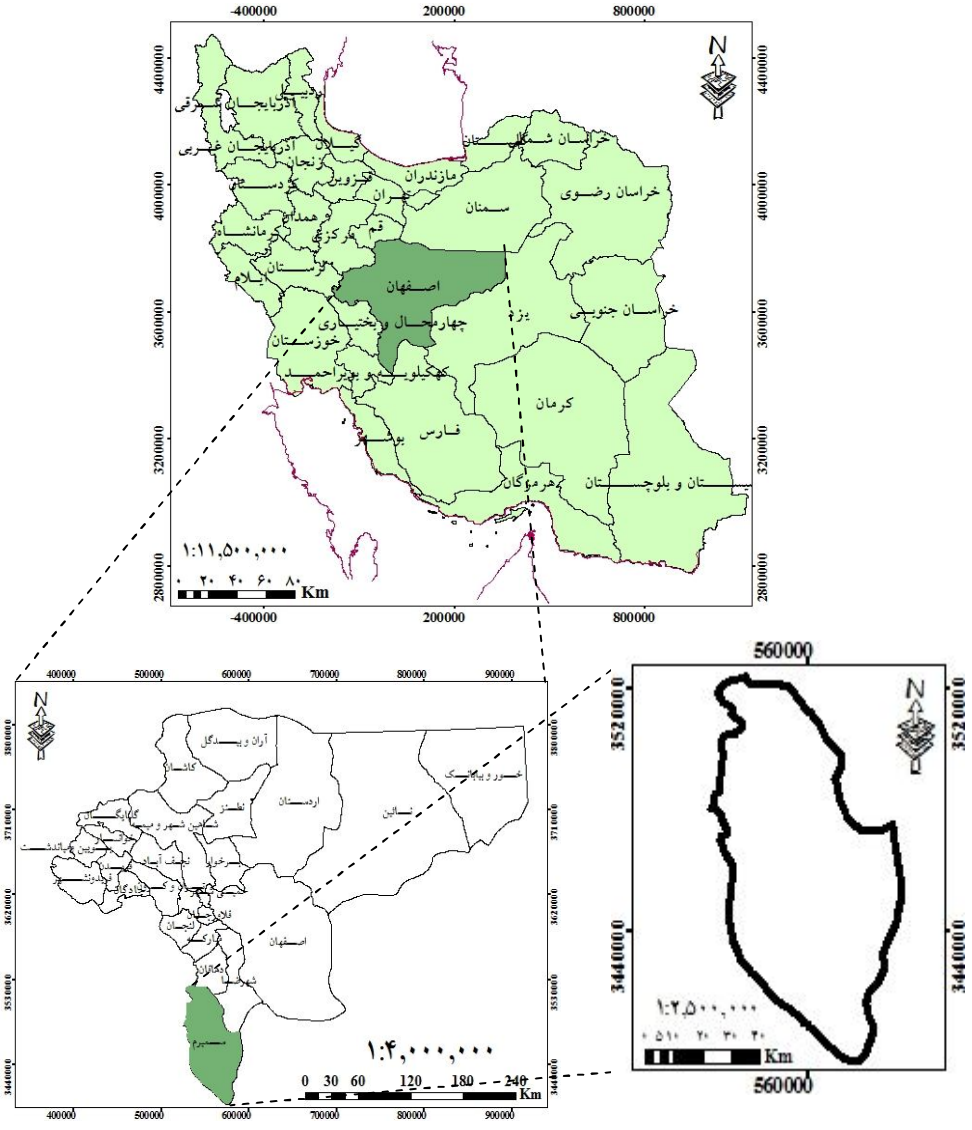
ضمن انجام مطالعات موردی توسط محققین، تا کنون اینکه چه ویژگی‌هایی بیانگر برگشت‌پذیری کل اکوسیستم است، بین آنها هیچ توافقی وجود ندارد (Hagen and Evju, 2013). تعیین مقدار کمی برگشت پذیری اکولوژیکی یکی از موارد چالشی اغلب محققین است که معمولاً با مطالعه تعداد زیادی ویژگی، اندازه‌گیری می‌شود (Haiming *et al.*, 2011). تحقیقات نشان داده است که امکان کاهش تعداد ویژگی‌ها برای اندازه‌گیری برگشت‌پذیری اکولوژیکی وجود دارد به طور مثال ویژگی‌هایی انتخاب شوند که مرتبط با برگشت‌پذیری اکولوژیکی اکوسیستم و قابل اندازه‌گیری باشند و قابلیت ارتقاء برگشت پذیری اکوسیستم را نیز داشته باشند (Walker *et al.*, 2006). هدف اصلی این مطالعه معرفی مهمترین ویژگی‌های ساختاری و عملکردی (گونه شاخص در ترکیب گونه‌ای، لکه گیاهی، فضای بین لکه‌ای، تنوع گلسنگ‌ها، مقدار نیتروژن خاک، مقدار پتاسیم خاک و مقدار کربن آلی خاک) در تعیین برگشت‌پذیری مرتع است.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه: شهرستان سمیرم، جنوبی‌ترین بخش واقع در ۱۵۰ کیلومتری استان اصفهان است. مراتع کوهسری منطقه ونک شهرستان سمیرم که محدوده مورد مطالعه است، دارای موقعیت جغرافیایی ´۳۴ °۳۱ تا ´۲۱ °۳۱ شمالی و ´۳۱ °۵۱ تا ´۱۵ °۵۱ شرقی است (شکل ۱). محدوده مورد مطالعه در یک منطقه کوهستانی با اقلیم نیمه خشک واقع شده است (کریمی، ۱۳۶۶). میانگین درجه حرارت سالیانه ۱۲ درجه سانتیگراد و متوسط بارندگی سالیانه ۴۸۰ میلی‌متر 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. دو گونه *Astragalus spp* و *Daphne macronata* به‌طور کلی در تمام

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

منطقه پراکنده‌اند و بر اساس روش فیزیونومی تیپ‌بندی را به خود اختصاص می‌دهند. علاوه بر این، این دو گونه به عنوان گونه‌های پرستار در حفاظت از خاک نقش زیادی دارند (مرادی، ۱۳۸۶).



(ب) (الف)

شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه (مراتع کوهسری ونک) در استان اصفهان

(الف) موقعیت سمیرم با علامت دایره‌ی توپر نشان داده شده است و (ب) شهرستان سمیرم

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

روش جمع‌آوری اطلاعات و نمونه‌برداری: ابتدا با توجه به شناخت خوب قبلی که محقق از شهرستان داشت یک منطقه نسبتاً مناسب و همگن (مراتع کوهسری منطقه ونک) انتخاب و در این منطقه نیز ۵ سامان مرتعی اصلی و ۲۰ سامان مرتعی فرعی (هر سامان عرفی حداقل به مساحت ۵۰ هکتار) که دارای وضعیت نسبتاً یکسان از نظر پوشش، تولید زیتوده، اقلیم، خاک و مدیریت بودند، در محیط نرم افزار $ARC\ GIS_{10}$ مشخص و انتخاب شدند. به منظور حذف اثرات پیشینه مدیریتی، تمامی این سامان‌های مرتعی به مدت یک سال قرق شدند (در سال فصل چرایی ۱۳۹۲) و وضعیت اولیه ویژگی‌های مورد مطالعه در تمام این سامان‌ها مطالعه و ثبت شد. لازم به ذکر است به منظور حذف اثر جهت جغرافیایی هر یک از سایت‌های اصلی مورد مطالعه به چهار زیر سایت در چهار جهت جغرافیایی تقسیم و برداشت داده در آنها با تکرار انجام شد.

در این مطالعه پنج سناریو طراحی شد: الف) سناریو اول: سال اول به مرتع استراحت داده شد و سه سال بعد بطور متوالی فشار چرایی اعمال شد. ب) سناریو دوم: سال اول به مرتع استراحت داده شد. سال دوم فشار چرایی اعمال و سالهای سوم و چهارم نیز به مرتع استراحت داده شد. ج) سناریو سوم: سال اول به مرتع استراحت داده شد. سال‌های دوم و سوم فشار چرایی اعمال و سال چهارم نیز به مرتع استراحت داده شد. د) سناریو چهارم: سال اول به مرتع استراحت داده شد. سال دوم فشار چرایی اعمال شد. سال سوم دوباره به مرتع استراحت داده شد و در سال چهارم دوباره به مرتع فشار چرایی وارد شد. و- سناریو پنجم: چهار سال به صورت متوالی به مرتع فشار چرایی اعمال شد. لازم به ذکر است به منظور حذف اثرات پیشینه مدیریتی، تمامی این سامان‌های مرتعی به مدت یک سال قرق شدند و وضعیت اولیه ویژگی‌های مورد مطالعه در تمام این سامان‌ها مطالعه و ثبت شد (مرادی، ۱۳۹۵).

ویژگی‌های مورد مطالعه (سهم گونه شاخص در ترکیب گونه‌ای، لکه گیاهی، فضای بین لکه‌ای، تنوع گلسنگ‌ها، مقدار نیتروژن خاک، مقدار پتاسیم خاک و مقدار کربن آلی خاک) در همه این سایت‌ها در مدت چهار سال بررسی، ثبت و مطالعه‌گردید. به منظور حذف اثرات سابق ابتدا به مدت یک سال کلیه سامان‌ها قرق شده و چرای دام در آنها صورت نگرفت. از سال دوم پنج فشار چرایی به عنوان تیمار (۱، ۱/۵، ۲، ۲/۵ و ۳ واحد دامی در هکتار) به مدت چهار سال در سامان‌های مختلف با سه تکرار اعمال و به بخشی از هر سایت پس از اعمال فشار چرایی استراحت داده و برگشت پذیری اکوسیستم مطالعه شد. 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.

مبنای طراحی سناریوها، اعمال پنج نرخ مختلف دامگذاری (۱، ۱/۵، ۲، ۲/۵ و ۳ واحد دامی در هکتار) در واحد سطح مرتع (هکتار) و استراحت دادن به اکوسیستم به صورت متناوب و پیوسته بود (ورود و برداشت فشار چرایی) (جدول۱). واحد دامی مورد استفاده گوسفند نژاد قشقایی با وزن متوسط

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

۵۰ کیلو گرم (به عنوان یک واحد دامی) بود. لازم به ذکر است به منظور کنترل دامگذاری، با مرتعداران منطقه با توجه به شناخت قبلی که وجود داشت، جلسه‌هایی برگزار و اهمیت مطالعه و ذینفع بودن آنها تشریح و بدین ترتیب همکاری لازم به عمل آمد.

جدول ۱- سناریوهای اعمال و مطالعه شده.

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

روش نمونه‌برداری: برداشت داده‌ها به روش تصادفی سیستماتیک با اندازی، پلات‌های تو در تو (۰/۶۲۵ سانتی‌مترمربعی (۲۵×۲۵ سانتی‌متر) برای گلسنگ‌ها، ۳ متر مربعی (۱/۵×۲) برای گونه‌های علفی و بوته‌ای) بر روی ترانسکت‌های تصادفی انجام شد (Bonham, 1989). هر یک از ویژگی‌ها در هر نوبت مطالعه در شش تکرار اندازه‌گیری و ثبت شدند. برای اندازه‌گیری طول لکه‌های گیاهی و طول فواصل بین دو لکه متوالی در راستای هر ترانسکت، عدد شروع و پایان لکه‌ها (طول و عرض) و ارتفاع و همچنین فواصل بین دو لکه متوالی از روی ترانسکت قرائت و یادداشت گردید (Walker *et al.*, 2006). برای تعیین ترکیب گیاهی و مشخص نمودن سهم هر یک از گونه‌ها در رژیم غذایی دام (گوسفند) از روش مشاهده مستقیم و شمارش لقمه استفاده شد (Yaynesht *et al.*, 2009؛ Forbes *et al.*, 2007).

جهت شناسایی گونه‌های گیاهی از فلور ایران استفاده 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 محققین شناسایی شدند.

روش نمونه‌برداری خاک: به‌منظور انجام نمونه‌برداری خاک از ترانسکت‌ها و پلات‌های نمونه‌برداری پوشش گیاهی استفاده گردید. نمونه برداری با حفر پروفیل به ابعاد ۵۰×۵۰ سانتیمتر و از دو عمق ۳۰،۰ سانتی‌متر و ۶۰،۳۰ سانتی‌متر خاک اقدام به برداشت نمونه‌های خاک شد. نمونه‌های خاک به آزمایشگاه خاک منتقل شدند. ابتدا نمونه‌ها با استفاده از الک دو میلی‌متری برای انجام کلیه آزمایش‌ها آماده‌سازی شدند و سپس پارامترهای مورد مطالعه (نیتروژن با روش کجلدال، پتاسیم با روش‌هانت و کربن آلی خاک با روش والکی بلاک) در هر یک از نمونه‌های خاک اندازه‌گیری شد (جعفری حقیقی، ۱۳۸۲).

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

تجزیه و تحلیل آماری: از نرم‌افزار PAST برای محاسبه تنوع و ترکیب گونه‌ای، از نرم‌افزار PCORD برای محاسبه و آنالیز تجزیه مولفه‌های اصلی و معرفی مهمترین ویژگی‌ها استفاده شد. جهت تعیین تغییرات ویژگی‌های مورد مطالعه و میزان برگشت‌پذیری آنها از مدل ریاضی Riman استفاده شد (مرادی، ۱۳۹۵).

نتایج

در واحدهای نمونه‌برداری شده منطقه مورد مطالعه، ۳۲۲ گونه گیاهی مربوط به ۵۲ خانواده شناسایی و فهرست شد. بیشترین تعداد گونه مربوط به خانواده‌های Asteraceae با ۵۲ گونه، Lamiaceae با ۳۴ گونه، Poaceae با ۳۲ گونه و Fabaceae با ۲۲ گونه است. مهم‌ترین ویژگی‌ها در برگشت پذیری کل مرتع به تفکیک هر سناریو در زیر توضیح داده شد.

سناریوی اول: نتایج آنالیز مؤلفه‌های اصلی (جدول ۲) نشان داد که ۸۷/۴۷ درصد تغییرات ویژگی‌های اندازه‌گیری شده توسط ویژگی‌های معرّف محورهای اول و دوم (با توجه به سهم عمدی این دو مولفه در توجیه واریانس داده‌ها) توجیه می‌شود که سهم هر یک از مؤلفه‌ها به‌ترتیب ۶۱/۲۸ و ۱۷/۱۸ است.

جدول ۲- مقادیر ویژه و درصد واریانس توجیه‌شده تغییرات ویژگی‌ها در برگشت‌پذیری کل مرتع در سناریوی اول.

مؤلفه	مقدار ویژه	درصد واریانس	درصد واریانس تجمعی
۱	۴/۲۹	۶۱/۲۸	۶۱/۲۸
۲	۱/۲۰	۱۷/۱۸	۸۷/۴۷
۳	۰/۷۲۵	۱۰/۳۶	۸۸/۸۳
۴	۰/۳۹۸	۵/۶۸	۹۴/۵۲
۵	۰/۲۳۴	۳/۳۱	۹۷/۸۳
۶	۰/۱۱۴	۱/۶۲۹	۹۹/۴۶
۷	۰/۰۳۷	۰/۵۳۸	۱۰۰

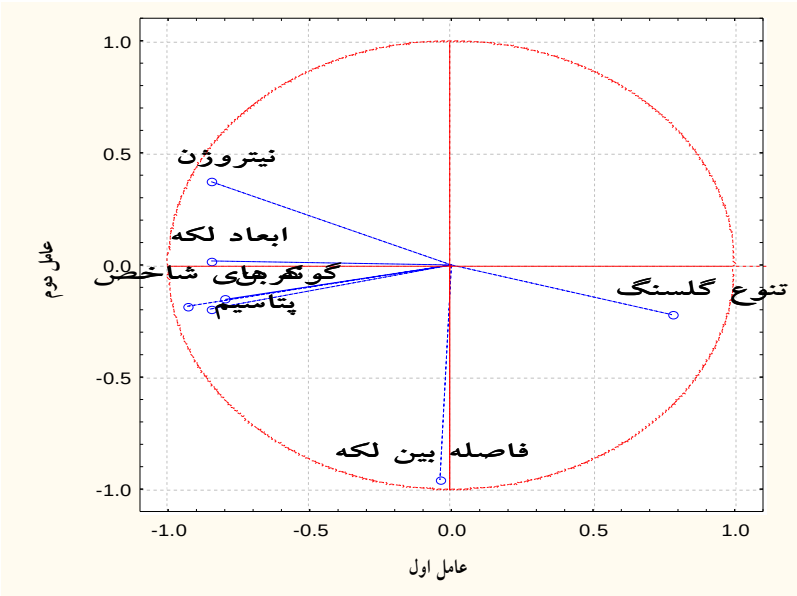
با توجه به سهم هر یک از مؤلفه‌ها در توجیه تغییرات (جدول ۲ و جدول ۳)؛ گونه‌ی شاخص، درصد پتاسیم، درصد نیتروژن و فاصله لکه‌های گیاهی در تغییرات ویژگی‌های کل مرتع سهم زیادی دارند. مؤلفه اصلی اول شامل ویژگی‌های گونه‌ی شاخص، درصد پتاسیم و درصد نیتروژن و مؤلفه اصلی دوم شامل ویژگی فاصله لکه‌های گیاهی است.

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

جدول ۳- سهم هر یک از ویژگی‌ها در برگشت‌پذیری مرتع در سناریوی اول در توجیه واریانس داده‌ها.

متغیر	مؤلفه اول	مؤلفه دوم	مؤلفه سوم
گونه شاخص	۰/۴۵۲	۰/۱۶۸	۰/۰۲۵
پتاسیم	۰/۴۱۲	۰/۱۸۰	۰/۳۶۱
نیتروژن	۰/۴۰۹	۰/۳۳۸	۰/۰۷۹
فاصله بین لکه	۰/۰۱۹	۰/۸۷۴	۰/۱۱۴
تنوع گلسنگ	۰/۳۷۶	۰/۲۰۲	۰/۶۲۶
ابعاد لکه	۰/۴۰۹	۰/۰۱۶	۰/۵۱۸
کربن	۰/۳۸۵	۰/۱۴۰	۰/۴۳۴

با توجه به نمودار توزیع ویژگی‌های اندازه‌گیری شده در کل مرتع در سناریوی اول درصد پتاسیم، نیتروژن و فاصله لکه گیاهی زاویه‌ی کمتری با مولفه‌های اول و دوم دارند. از اینرو بیشترین نقش را در توجیه تغییرات مرتع دارند (شکل ۲).



شکل ۲- نمودار پراکنش ویژگی‌ها در سناریوی اول با استفاده از تجزیه مولفه‌های اصلی (در این شکل، عامل‌ها همان مولفه‌ها هستند)

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

سناریوی دوم: نتایج آنالیز مؤلفه‌های اصلی (جدول ۴) نشان می‌دهد که ۷۶/۰۹ درصد تغییرات ویژگی‌های اندازه‌گیری شده توسط ویژگی‌های معرّف محورهای اول و دوم توجیه می‌شود که سهم هر یک از مؤلفه‌ها به‌ترتیب ۶۱/۲۰ و ۱۴/۸۸ است.

جدول ۴- مقادیر ویژه و درصد واریانس توجیه‌شده تغییرات ویژگی‌ها در برگشت‌پذیری کل مرتع در سناریوی‌دوم

مؤلفه	مقدار ویژه	درصد واریانس	درصد واریانس تجمعی
۱	۴/۲۸	۶۱/۲۰	۶۱/۲۰
۲	۱/۰۴	۱۴/۸۸	۷۶/۰۹
۳	۰/۸۷۲	۱۲/۴۶	۸۸/۵۵
۴	۰/۳۸۶	۵/۵۱	۹۴/۰۶
۵	۰/۲۴۸	۳/۵۴	۹۷/۶۱
۶	۰/۱۴۳	۲/۰۵	۹۹/۶۶
۷	۰/۰۲۳	۰/۳۳۱	۱۰۰

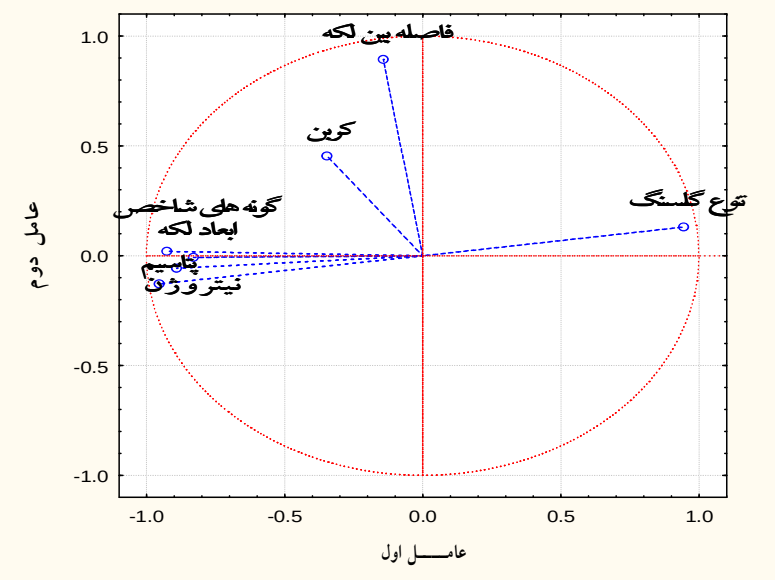
با توجه به سهم هر یک از مؤلفه‌ها در توجیه تغییرات (جدول ۴ و جدول ۵)؛ درصد نیتروژن، گونه شاخص، تنوع گلسنگ، ابعاد لکه‌های گیاهی و فاصله لکه‌های گیاهی در تغییرات ویژگی‌های مرتع نقش زیادی دارند. مؤلفه اصلی اول شامل ویژگی‌های درصد نیتروژن، گونه شاخص، تنوع گلسنگ و ابعاد لکه‌های گیاهی و مؤلفه اصلی دوم شامل ویژگی‌های فاصله لکه‌های گیاهی است.

جدول ۵- سهم هر یک از ویژگی‌ها در برگشت‌پذیری کل مرتع در سناریوی دوم در توجیه واریانس داده‌ها.

متغیر	مؤلفه اول	مؤلفه دوم	مؤلفه سوم
نیتروژن	۰/۴۶۱	۰/۱۲۶	۰/۰۱۸
تنوع گلسنگ	۰/۴۵۶	۰/۱۲۷	۰/۰۱۰
گونه شاخص	۰/۴۴۷	۰/۰۱۹	۰/۱۳۲
پتاسیم	۰/۴۳۰	۰/۰۵۶	۰/۰۶۰
ابعاد لکه	۰/۴۰۱	۰/۰۰۷	۰/۰۸۸
فاصله بین لکه	۰/۰۶۸	۰/۸۷۵	۰/۴۴۶
کربن	۰/۱۶۸	۰/۴۴۴	۰/۸۷۸

با توجه به نمودار توزیع ویژگی‌های اندازه‌گیری شده در سناریوی دوم اکثر ویژگی‌ها نقش زیادی در توجیه تغییرات دارند (شکل ۳).

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]



شکل ۳- نمودار پراکنش ویژگی‌ها در سناریوی دوم با استفاده از تجزیه مولفه‌های اصلی (در این شکل، عامل‌ها همان مولفه‌ها هستند)

سناریوی سوم: نتایج آنالیز مؤلفه‌های اصلی (جدول ۶) نشان می‌دهد که ۷۷/۹۷ درصد تغییرات ویژگی‌های اندازه‌گیری شده توسط ویژگی‌های معرّف محورهای اول و دوم توجیه می‌شود که سهم هر یک از مؤلفه‌ها به‌ترتیب ۶۰/۴۵ و ۱۷/۵۲ می‌باشد.

جدول ۶- مقادیر ویژه و درصد واریانس توجیه‌شده تغییرات ویژگی‌ها در برگشت‌پذیری مرتع در سناریوی سوم.

مؤلفه	مقدار ویژه	درصد واریانس	درصد واریانس تجمعی
۱	۴/۲۳	۶۰/۴۵	۶۰/۴۵
۲	۱/۲۲	۱۷/۵۲	۷۷/۹۷
۳	۰/۸۹۸	۱۲/۸۳	۹۰/۸۰
۴	۰/۲۹۳	۴/۱۸۳	۹۴/۹۹
۵	۰/۲۱۱	۳/۰۱۷	۹۸
۶	۰/۰۸۹	۱/۲۸	۹۹/۲۸
۷	۰/۰۴۹	۰/۷۱۲	۱۰۰

با توجه به سهم هر یک از مؤلفه‌ها در توجیه تغییرات (جدول ۶ و جدول ۷)؛ ابعاد لکه‌های گیاهی، درصد نیتروژن، گونه شاخص، درصد کربن و تنوع گلسنگ را در تغییرات ویژگی‌های مرتع دارند. مؤلفه

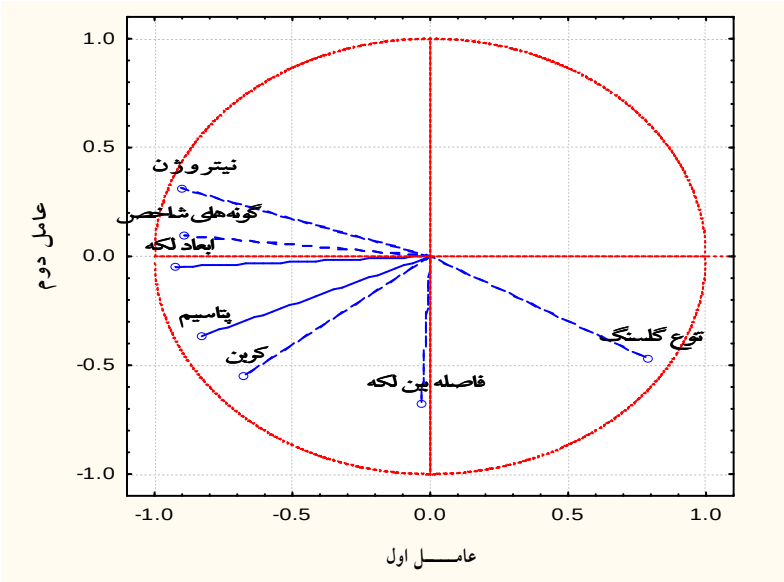
[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

اصلی اول شامل ویژگی‌های ابعاد لکه‌های گیاهی، درصد کـربن و گونـه‌ی شـاخص و مؤلفـه اصـلی دوم شامل ویژگی‌های درصد نیتروژن و تنوع گیاهی است.

جدول ۷- سهم هر یک از ویژگی‌ها در برگشت‌پذیری کل مرتع در سناریوی سوم در توجیه واریانس داده‌ها.

متغیر	مؤلفه اول	مؤلفه دوم	مؤلفه سوم
ابعاد لکه	۰/۴۴۸	۰/۰۴۵	۰/۲۰۰
نیتروژن	۰/۴۳۹	۰/۲۸۴	۰/۱۸۲
گونه شاخص	۰/۴۳۳	۰/۰۸۷	۰/۱۳۸
کربن	۰/۴۰۲	۰/۳۳۱	۰/۱۱۹
پتاسیم	۰/۳۲۹	۰/۴۹۵	۰/۴۳۴
تنوع گلسنگ	۰/۳۸۴	۰/۴۲۳	۰/۳۳۹
فاصله بین لکه	۰/۰۱۴	۰/۶۱۳	۰/۷۶۸

با توجه به نمودار توزیع برگشت‌پذیری ویژگی‌های اندازه‌گیری شده در کل مرتع در سناریوی سوم ابعاد لکه گیاهی، گونه‌ی شاخص و درصد کربن زوایه کمتری با مولفه‌ی اول دارند. از اینرو بیشترین نقش را در توجیه تغییرات ویژگی‌ها در کل مرتع دارند (شکل ۴).



شکل ۴- نمودار پراکنش ویژگی‌ها در سناریوی سوم با استفاده از تجزیه مولفه‌های اصلی (در این شکل، عامل‌ها همان مولفه‌ها هستند)

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

سناریوی چهارم: نتایج آنالیز مؤلفه‌های اصلی (جدول ۸) نشان می‌دهد که ۷۶/۴۳ درصد تغییرات ویژگی‌های اندازه‌گیری شده توسط ویژگی‌های معرف محورهای اول و دوم توجیه می‌شود که سهم هر یک از مؤلفه‌ها بترتیب ۵۳/۲۹ و ۲۳/۱۴ می‌باشد.

جدول ۸- مقادیر ویژه و درصد واریانس توجیه‌شده تغییرات ویژگی‌ها در سناریوی چهارم.

مؤلفه	مقدار ویژه	درصد واریانس	درصد واریانس تجمعی
۱	۳/۷۳	۵۳/۲۹	۵۳/۲۹
۲	۱/۶۲	۲۳/۱۴	۷۶/۴۴
۳	۱	۱۴/۳۸	۹۰/۸۲
۴	۰/۳۳۵	۴/۷۸	۶/۶۹
۵	۰/۱۷۵	۲/۵۰	۹۸/۱۱
۶	۰/۰۸۹	۱/۲۷	۹۹/۳۹
۷	۰/۰۴۲	۰/۶۰۶	۱۰۰

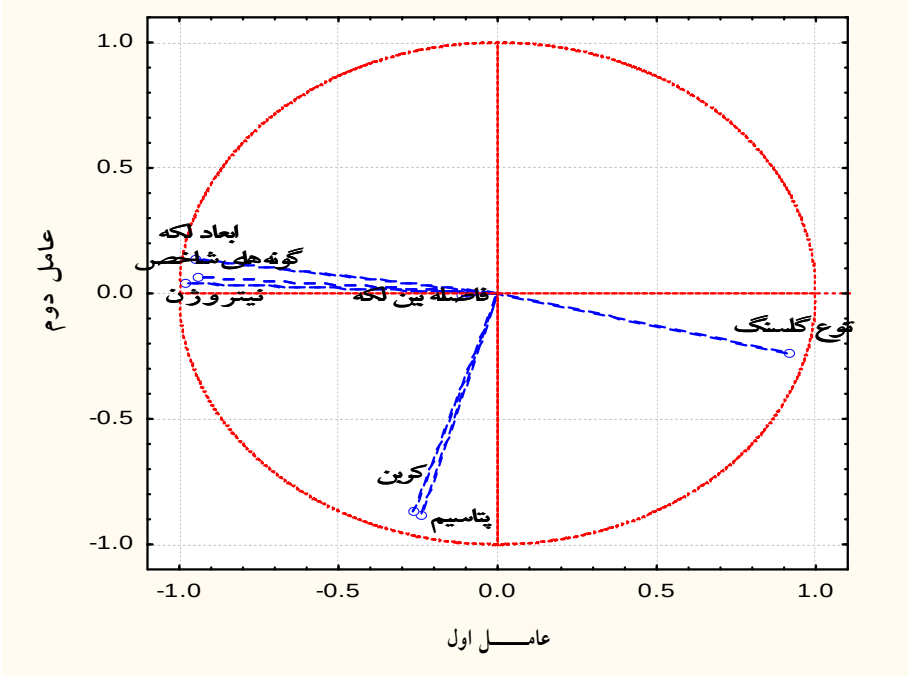
با توجه به سهم هر یک از مؤلفه‌ها در توجیه تغییرات؛ درصد نیتروژن، ابعاد لکه‌های گیاهی، گونه‌ی شاخص، تنوع گلسنگ، درصد کربن و درصد پتاسیم خاک در تغییرات ویژگی‌ها در کل مرتع در سناریوی چهارم نقش زیادی دارند. مؤلفه اصلی اول شامل ویژگی‌های درصد نیتروژن، ابعاد لکه‌های گیاهی، گونه‌ی شاخص، تنوع گلسنگ و مؤلفه اصلی دوم شامل ویژگی‌های درصد کربن و درصد پتاسیم خاک است (جدول ۹).

جدول ۹- سهم هر یک از ویژگی‌ها در برگشت‌پذیری مرتع در سناریوی چهارم در توجیه واریانس داده‌ها.

متغیر	مؤلفه اول	مؤلفه دوم	مؤلفه سوم
نیتروژن	۰/۵۰۶	۰/۰۲۹	۰/۰۷۵
ابعاد لکه	۰/۴۹۲	۰/۱۰۸	۰/۰۲۶
گونه شاخص	۰/۴۸۷	۰/۰۴۸	۰/۰۰۹
تنوع گلسنگ	۰/۴۷۶	۰/۱۸۶	۰/۰۶۶
کربن	۰/۱۲۳	۰/۶۹۴	۰/۰۶۵
پتاسیم	۰/۱۳۸	۰/۶۸۲	۰/۰۹۵
فاصله بین لکه	۰/۰۵۷	۰/۰۰۸	۰/۹۸۷

با توجه به نمودار توزیع ویژگی‌های اندازه‌گیری شده در کل مرتع در سناریوی چهارم درصد نیتروژن، ابعاد لکه گیاهی و گونه‌ی شاخص زوایه‌ی کمتری با مولفه اول دارند. از این‌رو بیشترین نقش را در توجیه تغییرات ویژگی‌های اندازه‌گیری شده دارند. تنوع گلسنگ، درصد کربن و درصد پتاسیم خاک در درجه‌های بعدی اهمیت قرار دارند (شکل ۵).

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]



شکل ۵- نمودار پراکنش ویژگی‌ها در سناریوی چهارم با استفاده از تجزیه مولفه‌های اصلی (در این شکل، عامل‌ها همان مولفه‌ها هستند).

سناریوی پنجم: نتایج آنالیز مؤلفه‌های اصلی (جدول ۱۰) نشان می‌دهد که ۷۲/۵۰ درصد تغییرات ویژگی‌های اندازه‌گیری شده توسط ویژگی‌های معرف محورهای اول و دوم توجیه می‌شود که سهم هر یک از مؤلفه‌ها به‌ترتیب ۵۴/۹۳ و ۱۷/۵۷ است.

جدول ۱۰- مقادیر ویژه و درصد واریانس توجیه‌شده تغییرات ویژگی‌ها در برگشت‌پذیری مرتع در سناریوی پنجم.

مؤلفه	مقدار ویژه	درصد واریانس	درصد واریانس تجمعی
۱	۳/۸۴	۵۴/۹۳	۵۴/۹۳
۲	۱/۲۳	۱۷/۵۷	۷۲/۵۱
۳	۰/۸۸۸	۱۲/۶۹	۸۵/۲۰
۴	۰/۵۷۵	۸/۲۲	۹۳/۴۲
۵	۰/۲۵۹	۳/۷۱	۹۷/۱۳
۶	۰/۱۳۱	۱/۸۶	۹۹
۷	۰/۰۶۹	۰/۹۹۳	۱۰۰

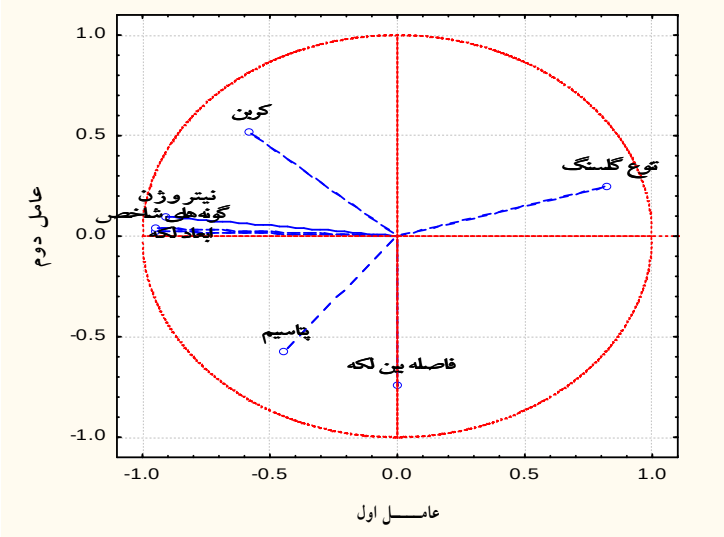
[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

با توجه به سهم هر یک از مؤلفه‌ها در توجیه تغییرات (جدول جدول ۱۰ و جدول ۱۱)؛ ابعاد لکه‌های گیاهی، گونه‌ی شاخص، درصد نیتروژن، تنوع گلسنگ، فاصله لکه گیاهی و درصد کربن در تغییرات ویژگی‌های مرتع نقش اساسی دارند. مؤلفه اصلی اول شامل ویژگی‌های ابعاد لکه‌های گیاهی، گونه‌ی شاخص، درصد نیتروژن، تنوع گلسنگ و مؤلفه اصلی دوم شامل ویژگی فاصله لکه گیاهی و درصد کربن است.

جدول ۱۱- سهم هر یک از ویژگی‌ها در برگشت‌پذیری کل مرتع سناریوی پنجم در توجیه واریانس داده‌ها.

متغیر	مؤلفه اول	مؤلفه دوم	مؤلفه سوم
ابعاد لکه	۰/۴۸۴	۰/۰۲۳	۰/۱۰۰
گونه شاخص	۰/۴۸۲	۰/۰۳۵	۰/۰۰۱
نیتروژن	۰/۴۶۵	۰/۰۸۸	۰/۰۳۹
تنوع گلسنگ	۰/۴۱۹	۰/۲۲۰	۰/۱۳۸
فاصله بین لکه	۰/۰۱۱	۰/۶۸۸	۰/۶۸۸
کربن	۰/۲۹۸	۰/۴۷۱	۰/۳۷۰
پتاسیم	۰/۲۲۸	۰/۵۱۹	۰/۶۰۳

با توجه به نمودار توزیع ویژگی‌های اندازه‌گیری شده در کل مرتع در سناریوی پنجم ابعاد لکه گیاهی، گونه‌ی شاخص، درصد نیتروژن و فاصله‌ی لکه‌های گیاهی زوایه‌ی کمتری با مولفه‌های اول و دوم دارند. از این رو بیشترین نقش را در توجیه تغییرات ویژگی‌های مرتع دارند (شکل ۶).



شکل ۶- نمودار پراکنش ویژگی‌ها در سناریوی پنجم با استفاده از تجزیه مولفه‌های اصلی (در این شکل، عامل‌ها همان مولفه‌ها هستند)

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

بحث و نتیجه‌گیری

نتایج آنالیز مؤلفه‌های اصلی نشان می‌دهد که برگشت‌پذیری مرتع در سناریوی اول عمدتاً توسط ویژگی گونه‌های شاخص توجیه می‌شود. با توجه به اینکه گونه شاخص سهم عمده‌ای در جیره غذایی دام‌های چرا کننده در این مراتع به خود اختصاص داده است بدیهی است با انجام چرای دام از میزان آن در ترکیب گونه‌ای کاسته شود. هولینگ (Holing, 1973)(1973) و گوندرسون (Gunderson, 2000) نیز بیان نموده‌اند با انجام چرای دام و ورود آشفتگی در مراتع، گونه‌های شاخص اولین گروهی هستند که تحت تأثیر و فشار قرار می‌گیرند. بالف و ماچک (Balph and Maechech, 1985) و هیکمان و هارتنت (Hickman and Hartnett, 2002) نیز معتقدند چرای دام به طرق مختلف پوشش گیاهی و گونه‌های مختلف را متأثر می‌سازد که از آن جمله می‌توان به کاهش سهم گونه شاخص در ترکیب گونه‌ای اشاره نمود. بنابراین یافته مطالعات ما منطبق با نتایج تحقیقات نامبردگان است. می‌توان نتیجه گرفت که رفتار و تغییرات گونه شاخص در ترکیب گونه‌ای به خوبی می‌تواند بیانگر تحت فشار بودن یا نبودن اکوسیستم‌های مرتعی باشد.

با افزایش نرخ دامگذاری در سناریوی دوم -علی رغم تغییرات گونه شاخص در سناریوی اول- رفتار برگشت پذیری مرتع عمدتاً توسط خصوصیات شیمیایی خاک از جمله درصد نیتروژن و درصد پتاسیم خاک و تنوع گلسنگ توجیه می‌شود (جدول ۵ و شکل ۳). علت عمده‌ی برگشت پذیری کل مرتع با توجه به نتایج روند تغییرات درصد نیتروژن خاک است. ون دِ کوپل و همکاران (Van de Koppel *et al.*, 1997, 2002) نیز بیان نمودند که آشفتگی‌های شدید که پوشش گیاهی را به کمتر از آستانه پایداری کاهش می‌دهند، منجر به بازخورد مثبت بین پوشش گیاهی کاهش یافته و از طرف دیگر افزایش چرای گیاهخواران خواهد شد. این امر در نهایت منجر به تخریب پوشش گیاهی در مقیاس‌های مکانی بزرگ خواهد شد. آزمایشات مختلفی نشان داده است که نیتروژن مهمترین عامل محدود کننده رشد گیاهان است.

در سناریوی سوم نتایج نشان می‌دهند که تغییرات برگشت‌پذیری مرتع عمدتاً توسط تغییرات ویژگی‌های ابعاد لکه‌های گیاهی، گونه‌ی شاخص و درصد کربن توجیه می‌شود. ویتفورد (Whitford, 2002) هم با انجام مطالعه‌ای در مراتع نیمه‌خشک بیان داشت ویژگی‌های ساختاری لکه‌های گیاهی مرتع در پی وقوع آشفتگی‌ها از جمله چرای دام تغییر و پس مدتی اگر این فشار و آشفتگی از آستانه تحمل آن اکوسیستم بیشتر نباشد، لکه‌های گیاهی خود را تطبیق خواهند داد. در غیر اینصورت روند نزولی آنها را شاهد خواهیم بود. از این رو است که برخلاف سناریوهای اول و دوم که فشار چرایی دام بیشتر از آستانه تحمل اکوسیستم می‌شود، لکه‌های گیاهی تغییر می‌کنند.

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

طبق نتایج آنالیز مؤلفه‌های اصلی، تغییرات برگشت پذیری مرتع در سناریوی چهارم عمدتاً توسط درصد کربن، ابعاد لکه گیاهی و گونه‌ی شاخص توجیه می‌شود (جدول ۹). این سه ویژگی رابطه مستقیم و معنی داری با فشار چرای دام و درجه برگشت پذیری مرتع دارند و بیشترین اثر را در برگشت‌پذیری اکولوژیکی مرتع را به خود اختصاص داده‌اند. به نظر می‌رسد با توجه به اینکه یک سال قبل از ورود دام، مرتع قرق بوده است؛ مقداری تجمع لاشبرگ انجام شده است و با ورود دام و تردد آمیختگی و مخلوط شدن لاشبرگ با خاک افزایش یافته و این در ابتدا سطح کربن آلی خاک بالا بوده و شروع به کاهش نموده است و پس از آن دوباره روند صعودی به خود گرفته است. به نوعی دام با بهم زدن خاک سطحی موجب تسریع پوسیدگی مواد الی و در نتیجه افزایش میزان کربن آلی خاک می‌گردد. بالف و ماچک (Balph and Maechech, 1985) و هیکمان و هارتنت (Hickman and Hartnett, 2002) نیز معتقدند که چرای دام موجب برداشت گیاهان، جابجایی مواد غذایی و توزیع مجدد آنها از طریق فضولات و فشارها و برهم زدن مکانیکی خاک و مواد گیاهی بر اثر لگدکوبی می‌شود. با ورود آشفتگی چرای دام در اکوسیستم مرتعی به ویژه در شدت‌های بالا، فرایند انباشت ذرات خاک و مواد گیاهی در اطراف پایه‌های گیاهی (لکه‌های گیاهی) دچار مشکل شده و موجب کاهش درجه برگشت‌پذیری اکوسیستم می‌گردد (Gustavo *et al.*, 1997). فشار چرای دام در مرحله اول از بین گونه‌های گیاهی بر گونه شاخص اثر می‌گذارد. زیرا بخش قابل توجهی را در رژیم تغذیه‌ای دام به خود اختصاص می‌دهد. فشار وارده به مرتع بیشتر گونه شاخص و گونه‌های غالب را تحت فشار قرار داده است و این فرصت خوبی برای دیگر گونه‌ها برای بروز و ظهور بوده است. به همین دلیل است که تنوع گلسنگ افزایش می‌یابد. در این شرایط گیاهانی که توسط دام انتخاب نمی‌شوند و یا تحمل زیادی نسبت به چرای دام دارند، قدرت رقابتی برگشت پذیری خود را حفظ کرده و در ترکیب گیاهی باقی می‌مانند و در عوض گیاهانی که توسط دام انتخاب می‌شوند و تحمل چندانی به چرای دام ندارند قدرت رقابتی خود را از دست داده و حذف می‌شوند. این امر منجر به تغییر در ترکیب گیاهی و جایگزینی گونه‌های گیاهی به جای یکدیگر می‌شوند (Meir Noy *et al.*, 1989). اگر این جایگزینی گونه‌های گیاهی ادامه یابد ممکن است جامعه گیاهی به مناطق بدون گونه‌های گندمیان و پوشیده از گونه‌های غیرخوشخوراک علفی یکساله و یا چندساله خشبی غیر خوشخوراک تبدیل گردد (Archer and Smeins, 1991؛ Milton *et al.*, 1994). معمولاً افزایش فشار چرایی دام غالبیت گونه‌های بومی را کاهش و در عوض گونه‌های مهاجم جایگزین آنها می‌شوند. بنابراین این ویژگی‌ها جز ویژگی‌های مهم ظاهر می‌شود. تغییرات ویژگی‌های مرتع در سناریوی چهارم تقریباً مشابه سناریوی سوم است و به این دلیل می‌تواند باشد که فشارهای چرایی ۲ و ۲/۵ واحد دامی در هکتار اثرات تقریباً مشابهی بر اکوسیستم مرتعی دارند.

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

در سناریوی پنجم نتایج آنالیز مؤلفه‌های اصلی در این سناریو نیز نشان داد تغییرات برگشت‌پذیری کل مرتع عمدتاً توسط ابعاد لکه گیاهی و گونه‌ی شاخص توجیه می‌شود (جدول ۱۱). برگشت‌پذیری گونه‌ی شاخص در ترکیب گیاهی و ابعاد لکه‌های گیاهی در طول سال کاهش می‌یابد و این در کاهش درجه برگشت‌پذیری مرتع مرتبط است (مرادی، ۱۳۹۵). هنگامی که عرصه‌ها به مرحله یا وضعیت عاری از پوشش می‌رسند، برگشت آنها به آسانی امکان پذیر نیست. این امر می‌تواند جابجایی لکه‌های گیاهی با خاک لخت را که مشخصه بسیاری از مراتع است، توضیح دهد (Wilson and Agnew, 1992). همان‌طور که ون دِ کوپل و همکاران (Van de Koppel *et al.*, 1997, 2002) نیز بیان نمودند آشفتگی‌های شدید که پوشش گیاهی را به کمتر از آستانه پایداری کاهش می‌دهند، منجر به بازخورد مثبت بین پوشش گیاهی کاهش یافته و از طرف دیگر افزایش چرای گیاهخواران خواهد شد. این امر در نهایت منجر به تخریب پوشش گیاهی خواهد شد. ساکو و همکاران (Saco *et al.*, 2007) نیز طی مطالعه‌ای در مورد الگوهای گیاهی مراتع خشک و نیمه خشک گزارش کردند که توزیع آب از لکه‌های عاری از پوشش به لکه‌های گیاهی، یک فرایند بنیادی در سرزمین‌های خشک و نیمه خشک است که ممکن است با تخریب ساختار لکه‌های گیاهی تغییر کند. بنابراین با توجه به مطالعات انجام شده در این زمینه و یافته این پژوهش می‌توان چنین بیان کرد که تغییر و تخریب ساختار لکه‌های گیاهی ناشی ار فشار چرای دام خود سرآغاز سیر تخریبی خاک خواهد شد و این دو به صورت مضاعف اثر یکدیگر را تقویت کرده و تخریب سرعت بیشتری به خود می‌گیرد.

به‌طورکلی رفتار و تغییرات ویژگی‌های مورد مطالعه بیانگر این است که ویژگی‌های ابعاد لکه‌های گیاهی، گونه شاخص، تنوع گلسنگ و درصد کربن آلی خاک عملکرد بهتری برای نشان دادن تغییرات برگشت‌پذیری اکولوژیکی مرتع مرتبط با فشار چرای دام هستند. از این‌رو در معادلات و محاسبات ریاضی و مدل، ویژگی‌های ذکر شده را می‌توان برای محاسبه برگشت‌پذیری استفاده نمود. در مدیریت اکوسیستم‌های مرتعی می‌توان از ویژگی‌های ذکر شده به عنوان شاخص اکولوژیکی به‌منظور تحت فشار بودن یا نبودن اکوسیستم‌های مرتعی و میزان برگشت‌پذیری اکوسیستم مرتع استفاده نمود.

منابع

اسکندری، ن.، علیزاده، ع.، مهدوی، ف. ۱۳۸۷. سیاست‌های مرتعداری در ایران، انتشارات سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور، ۱۹۰ صفحه.

جعفری حقیقی، م. ۱۳۸۲. روش‌های تجزیه خاک، نمونه‌برداری و تجزیه‌های مهم فیزیکی و شیمیایی با تاکید بر اصول تئوری و کاربردی، انتشارات ندای ضحی، ۲۳۶ صفحه.

سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور، ۱۳۹۴. گزارش عملکرد سالانه، تهران، ۱۲۴ صفحه.

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

طویلی، ع. ۱۳۸۳. بررسی تأثیر برخی گونه‌های خزه و گلسنگ بر خصوصیات خاک و گیاهان مرتعی (مطالعه موردی: مراتع قره قیر استان گلستان)، رساله دکتری علوم مرتع. دانشگاه تهران، ۱۸۹ صفحه.

کریمی، م. ۱۳۶۶. مطالعات هوا و اقلیم منطقه سمیرم، جهاد سازندگی استان اصفهان، ۱۵۸ صفحه.

مرادی، ع. ۱۳۸۶. تغییرات فصلی سطوح کل کربوهیدارت غیر ساختاری (TNC) در "*Bromus tometellus*" در فشارهای چرایی سنگین و متوسط در سمیرم، پایان نامه‌ی کارشناسی ارشد مرتعداری، دانشگاه صنعتی اصفهان، ۹۱ صفحه.

مرادی، ع. ۱۳۹۵. برگشت‌پذیری اکولوژیکی مراتع کوهسری نیمه خشک نسبت به چرای دام (مطالعه موردی: مراتع سمیرم)، رساله‌ی دکتری علوم مرتع، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ۲۹۷ صفحه.

مقصودی مقدم، م. ۱۳۹۰. تاثیر چرای دام بر ترکیب و تنوع جوامع گیاهی و منطقه استپی بروجن، مجله علمی پژوهشی مرتع، ۵(۴): ۴۱۹-۴۱۰.

Archer S., Smeins F.E. 1991. Ecosystemlevel processes. Pages 109139 in R. K. Heitschmidt and J.W. Stuth, eds. grazing management: an ecological perspective. Timber Press, Portland.

Balph D.F., Maechech J.C. 1985. Cattle trampling of crested wheatgrass under short،duration grazing. Journal of Range Management, 38(3): 226-227.

Bennett E.M., Cumming G.S., Peterson G.D. 2005. A Systems Model Approach to Determining Resilience Surrogates for Case Studies. Ecosystems, 8: 945–957.

Bonham Ch.D. 1989. Measurments for terrestrial vegetation. A Wiley،Interscience Publication. New York, 338p.

Brand F. 2009. Critical natural capital revisited: Ecological resilience and sustainable development. Ecological Economics, 68: 605-612.

Carpenter S.R., Walker B., Anderies J.M., Abel N. 2001. From metaphor to measurement: Resilience of what to what? Ecosystems, 4: 765–781.

Courtois D.R., Perryman B.L., Hussein H.S. 2004. Vegetation change after 65 years of grazing and grazing exclusion. Journal of Range Management, 57(6): 574-582.

Dwyer D.D., Buckhous J.C., Huey W.S. 1984. Impacts of grazing Intensity and specialized grazing system on the use and value of rangeland: Summary and recommendations. In Natle. Concil/Natle. Sci. Developing strategies for rangeland management. Westview Press, Boulder, Colorado, Pp: 867-884.

Eldridge D.J., Semple W.S., Koen T.B. 2000. Dynamics of cryptogamic soil crusts in derived grassland in south-eastern Australia. Austral Ecology, 25: 232–240.

Folke C., Carpenter S.R., Walker B.H., Scheffer M., Elmqvist T., Gunderson L.H., Holling C.S. 2004. Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. Annual Review in Ecology, Evolution and Systematics, 35: 557–581.

Forbes A.B., Hucckle C.A., Gibb M.J. 2007. Evaluation of the effect of eprinomectin in young dairy herbivores. J. Anim.Sci. 32: 1003-1008.

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

Frank A.B., Tanaka D.L., Hoffmann L., Follet R.F. 1995. Soil carbon and nitrogen of Northern Great Plains grasslands as influenced by long‹term grazing. Journal of Range Management, 48: 470-474.

Guevara J.C., Cavagnaro J.B., Estevez O.R., Le Houerou H.N., Stasi C.R. 1997. Productivity, management and development problems in the arid rangelands of the central Mendoza plains (Argentina). Journal of arid Environments, 35: 575-600.

Guevara J.C., Sussuna P., Felker P. 2009. Opuntia forage production systems: Status and prospects for rangeland application. Rangeland Ecology and Management, 62(5): 428-434.

Gunderson, L. 2000. Ecological resilience‹in theory and application. Ann Rev Ecol Syst, 31: 425–39.

Gustavo A.M.T., Coffin D.P., Burke I.C. 1997. Development of microtopography in a semi arid grassland: Effects of disturbancr size and soil texture. Plant and soil, 191: 163-171.

Hagen D., Evju M. 2013. Using short‹Term Monitoring Data to Achieve Gouls in analog‹scale Restoration. Ecology and Society, 18(3): 29-35.

Haiming Y., Jinyan Zh., Tao Zh. 2011. Resilience of Forest Ecosystems and its Influencing Factors. Procedia Environmental Sciences, 10: 2201-2206.

Hickman K.R., Hartnett D.C. 2002. Effects of grazing intensity on growth, reproduction, and abundance of three palatable forbs in Kansans tallgrass prairie. Plant Ecology, 159: 23-30.

Holling C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. Annu. Rev. Ecol. Syst. 4: 1–23.

Hutchinson G.E. 1970. The biosphere. Sci. Am. 223: 45-53.

Jost L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. Ecology, 88: 2427-2439.

Kraaij T., Milton S.J. 2006. Vegetation changes (1995, 2004) in semi‹arid Karoo shrubland, South Afraca: Effects of rainfall, wild herbivores and change in land use. Journal of Arid Environmenrs, 64: 174-192.

Marriott C.A., Hood K., Fisher J.M., Pakman R.J. 2009. Long‹term impacts of extensive grazing and abandonment on the species composition. Richness, diversity and productivity of agricultural grassland. Agriculture, Ecosystems and Environment, 134: 190-200.

May R.M. 1973. Stability and Complexity in Model Ecosystems. Princeton, NJ: Princeton Univ. Press. 235p.

McCune B., Rosentreter R. 1995. Field key to soil lichen of central and eastern Oregon. Oregon State University and USDI Bureau of Land Management. OR. USA.

Milton S.J., Dean W.R.J., DuPlessis M.A., Siegfried W.R. 1994. A conceptual model of arid rangeland degradation. Biosci. 44: 70-76.

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

Noy Meir I., Gutman M., Kaplan Y. 1989.Response of Mediterranean grassland plants to grazing and protection. Journal of Ecology, 77: 554-575.

Pellent M., Shaver P., Pyke D.A., Herrick J.E. 2000. Interpreting indicators of rangeland health, Technical Reference 17346, USDA, Department of Interior, Bureau of Land Management, Denver, Colorado.

Peterson C.H. 1982. Clam predation by whelks (*Busycon* spp.): experimental tests of the importance of prey size, prey density, and seagrass cover. Marine Biology, 66: 159-170.

Peterson G., Allen C., Holling C.S. 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. Ecosystems, 1: 6-18.

Provenza F.D. 1991. Viewpoint: Range science and range management are complementary but distinict endeavours. Journal of Range Management, 44(2): 181-183.

Saco P.M., Raymond W.G., Raymond H.G. 2007. Eco‹geomorphology of banded vegetation patterns in arid and semi‹arid regions. Hydrology and Earth System Sciences, 11: 1717-1730.

Tongway D. 1994. Rangeland soil condition assessment (manual). CSIRO, Division of wildlife and ecology. Canberra, Ausralia.

Tongway D.J., 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.J., Ludwig J.A. 2002. Desertification, reversing, in in Rattan. Lal. (Ed). Marcel Dakker, New york. 343-345.

Valentine K.A. 1947. Distance from water as a factor in grazing capacity of rangeland. Journal of Forestry, 45: 749-754.

Van de Koppel J., Rietkerk M., Weissing F.J. 1997. Catastrophic vegetation shifts and soil degradation in terrestrial grazing systems. Trends in Ecology and Evolution, 12: 352-356.

Van de Koppel J., Rietkerk M., Van Langevelde F., Kumar L., Klausmeier C.A., Fryxell J.M., Hearne J.W., Van Andel J., Nico de Ridder S.A., Stroosnijder L., Prins H.H.T. 2002. Spatial Heterogeneity and Irreversible Vegetation Change in Semiarid Grazing Systems. The american naturalist, 159(2): 209-218.

Walker B., Salt D., Reid W. 2006.In Resilience Thinking: Sustaining People and Ecosystems in a Changing World. Washington DC: Island Press.192p.

Walker B., Kinzig A., Langridge J. 1999. Plant attributes diversity, resilience and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. Ecosystems, 2: 95-113.

Walker B.H., Langridge J.L., Mcfarlane F. 1997. Resilience of an Australian savanna grassland to selective and nonselective perturbations. Aust. J. Ecol. 22: 125-135.

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]

Whitford W.G. 2002. Ecology of Desert Systems. Academic Press, London. San Diego. 343p.

Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon. 21: 213-251.

Wilson J.B., Agnew D.Q. 1992. Positive‹feedback switches in plant communities. Advances in Ecological Research, 23: 263-336.

Yates C., Norton D., Hobbs R. 2000. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south‹western Australia: implications for restoration. Austral Ecology, 25: 36-47.

Yaynesht T., Eik L.O., Moec S.R. 2009. The effects of exlosures in restoring degraded semi‹arid vegetation in communal grazing lands in northern Ethiopia, Journal of Arid Environments, 73: 542-549.

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-06-30]