

بررسی آثار تخریبی و پتانسیل‌های استفاده از آتش به عنوان ابزار مدیریتی پوشش گیاهی مراتع نیمه‌استپی

پژمان طهماسبی؛ استادیار گروه مرتع و آبخیزداری دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین دانشگاه شهرکرد

چکیده

آتش در مراتع مناطق نیمه‌استپی استان چهارمحال و بختیاری، با توجه به تکرار وقوع و وسعتی که در بر می‌گیرد، یکی از مهم‌ترین عواملی است که ترکیب، تنوع، ساختار، و عملکرد جوامع گیاهی را تحت تأثیر قرار می‌دهد. این مطالعه، با هدف بررسی تأثیر آتش‌سوزی‌های سال‌های ۱۳۸۵، ۱۳۸۷، و ۱۳۸۸ بر ترکیب، تنوع، و چگونگی احیای گونه‌های گیاهی و انتخاب دام، در مراتع نیمه‌استپی منطقه کرسنگ استان چهارمحال و بختیاری انجام گرفته است و به دنبال اثبات این موضوع است که آیا، با توجه به شرایط حاکم بر مناطق نیمه‌استپی، می‌توان از آتش به عنوان ابزاری مدیریتی استفاده کرد یا خیر؟ در آتش‌سوزی‌های رخ داده، در سال‌های مختلف، مناطق حریق و شاهد مشخص و در هر یک از این مناطق یک ترانسکت ۲۰۰ متر مربعی به شکل تصادفی - سیستماتیک مستقر شد. در طول هر ترانسکت، با استفاده از پلات‌های دو متر مربعی، درصد پوشش گونه‌ها، تعداد گونه‌های احیاشده بعد از آتش‌سوزی، و تعداد گونه‌های چراشده اندازه‌گیری شد. به ترتیب، از مقیاس‌بندی چندبُعدی غیر متریک و تجزیه واریانس دوطرفه برای بررسی اثر آتش‌سوزی بر ترکیب و تنوع و انتخاب دام استفاده شد. نتایج نشان داد در مناطقی که در سال‌های ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ آتش‌سوزی رخ داده اختلاف معنی‌داری در ترکیب و تنوع پوشش گیاهی در بین مناطق حریق و شاهد وجود دارد، ولی این اختلاف در منطقه‌ای که در سال ۱۳۸۵ آتش گرفت وجود ندارد. این موضوع نشان می‌دهد احیای پوشش گیاهی پس از یک دوره چهارساله ممکن خواهد بود. اکثر گونه‌های گندمی، نظیر *Bromus* و *Agropyron repens* در سال اول پس از آتش‌سوزی، به ترتیب، ۹۰ و ۸۰ درصد پایه‌های سوخته خود را احیا کردند، در حالی که گونه‌های بوته‌ای، نظیر *Astragalus adscendens* و *Astragalus susianus*، فقط قادر بودند، به ترتیب، ۶۰ و ۴۰ درصد پایه‌های سوخته خود را احیا کنند. همچنین، نتایج نشان داد در مناطقی که در سال‌های ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ آتش‌سوزی رخ داده دام گونه‌های مناطق حریق را به شکل معنی‌داری بیش از مناطق شاهد انتخاب کرد، در حالی که این اختلاف برای منطقه‌ای که بیش از ۴ سال از آتش‌سوزی آن می‌گذرد معنی‌دار نبود. اگرچه بعد از یک دوره کوتاه، ترکیب و تنوع پوشش گیاهی به شرایط اولیه خود بازگشت و آتش به جایگزینی علفزار به جای یک بوته‌زار منجر شد و این موضوع باعث افزایش انتخاب دام و احتمالاً عملکرد آن در این منطقه شد، پیشنهاد دادن آتش، به عنوان ابزاری مدیریتی، باید در چارچوب مدیریت کلی مرتع قرار گیرد و استفاده صرف از آن، بدون مدیریت دام و مدیریت انسان در مراتع نیمه‌استپی، به شکست خواهد انجامید.

واژگان کلیدی: آتش، احیای اکوسیستم مرتعی، ترکیب گیاهی، تنوع گیاهی، چرای تأخیری، مقیاس‌بندی چندبُعدی غیر متریک.

مقدمه

دارد، در تنوع و ساختار پوشش نیز تغییرات زیادی را به وجود می‌آورد، مثلاً تغییر درختچه‌زارها به علفزار، در اثر آتش‌سوزی، الگوی مشاهده‌شده بسیاری از مراتع است (Ghermandi et al., 2004).

در ایران از آتش‌سوزی به عنوان عامل مخرب پوشش و تنوع گیاهی نام برده می‌شود و هدف سازمان‌های مرتبط با منابع طبیعی جلوگیری از آتش‌سوزی است. این در حالی است که مطالعه چندانی در زمینه تأثیر آتش‌سوزی بر پوشش گیاهی صورت نگرفته است. از این میان می‌توان به مطالعه‌ای در مراتع جنگل‌های شمال و پارک ملی گلستان اشاره کرد که در سال‌های اولیه آتش‌سوزی جمعیت گونه‌های چوبی کاهش و گیاهان خوش‌خوراک مرتعی افزایش یافت و تنوع گونه‌ای مناطق سوخته با شاهد هیچ اختلافی نداشت (Shokri et al 2002, Safaian and Shokri; 1998). همچنین، شریفی و ایمانی (۲۰۰۶) نشان دادند که در اثر آتش‌سوزی در مراتع خلخال گیاهان بوته‌ای ساقه‌چوبی از ۲۴/۸۱ درصد (نسبت به پوشش گیاهی کل) به ۲ درصد تقلیل یافت، ولی گونه گندمیان دائمی از ۵۱/۹۷ درصد (نسبت به پوشش گیاهی کل) به ۸۰/۶۳ درصد افزایش یافت. ضعف مطالعات انجام‌شده در کشور آن است که یا به بررسی اثر آتش‌سوزی فقط یک سال بعد از حریق پرداخته‌اند یا فقط اثر یک دوره آتش‌سوزی را بررسی کرده‌اند (Mansori, 2009). از این میان فقط می‌توان به مطالعه عباسی و همکاران (2010) اشاره کرد که نشان دادند تعداد گونه‌های مشترک کمی بین مناطق حریق و شاهد وجود دارد و، بر حسب تعداد سال، پس از آتش‌سوزی، تغییراتی در فلور بانک بذر دو رویشگاه اتفاق افتاد و پس از گذشت ۵ سال از آتش‌سوزی ترکیب گیاهی به شرایط قبلی خود بازگشت. در نتیجه، مطالعاتی مورد نیاز است که به بررسی اثر این عامل در مناطق مختلف و در طی سال‌های مختلف می‌پردازند (Coppedge et al., 1998, Briggs et al 2002).

تعداد دفعات حریق ثبت‌شده در مراتع مناطق نیمه‌استپی استان چهارمحال و بختیاری طی سال‌های ۱۳۸۵

در بسیاری از اکوسیستم‌ها، به‌ویژه مراتع و علفزارهای طبیعی، آتش موجب ایجاد ترکیب و ساختار مشخصی برای پوشش گیاهی می‌شود (Bond et al., 2003). اغلب، از آتش به عنوان عامل تخریب‌کننده پوشش گیاهی نام برده می‌شود (White and, 1979, White and Jentsch, 2001). آثار مخرب آتش بر خاک، شامل افزایش رواناب سطحی، تخریب زیستگاه حیات وحش، و از بین رفتن گونه‌های در معرض خطر انقراض است (Sarmiento, Bond and van Wilgen 1992, 1996). با وجود این، بسیاری از بوم‌شناسان بر آن‌اند که باید آتش را یکی از خصوصیات ذاتی اکوسیستم‌ها به شمار آورد که در روند احیا و تکامل سیستم نقش فراوانی دارد (Ramos-Neto and 1969, Hulbert, Pivello, 2000). نیز از آتش به عنوان ابزار مدیریتی در دست مدیران برای احیای اکوسیستم‌هایی نام می‌برند که آتش‌سوزی در آن‌ها باعث تکامل گیاهان و همچنین جامعه گیاهی می‌شود. حال سؤال این است که آیا آتش عامل مخرب محیطی است یا می‌توان از آن به منزله راهکار در جهت احیای تنوع گیاهی در مراتع استفاده کرد؟

بسیاری از مطالعات نشان می‌دهد که اکوسیستم‌های مرتعی بعد از یک آتش‌سوزی به سرعت پوشش گیاهی خود را احیا کردند، مثلاً در بسیاری از علفزارها هیچ گونه اختلافی در پوشش گیاهی قبل و بعد از آتش‌سوزی فقط با گذشت یک دوره کوتاه مدت مشاهده نشد (Sarmiento, Bond and van Wilgen 1996, 1992). افزون بر این، بسیاری از مطالعات نشان داد که طیف وسیعی از گیاهان، مانند گندمیان C_3 و گیاهان بوته‌ای، در سال اول بعد از آتش‌سوزی توده ازدست‌رفته را احیا کرده‌اند و حتی بعضی از گیاهان، نظیر ژئوفیت‌ها، بعد از آتش‌سوزی با سرعت بیشتری احیا شده و بیشتر ترکیب پوشش گیاهی را به خود اختصاص داده‌اند (Collins and Steinauer, 1998). آتش‌سوزی، علاوه بر تأثیری که بر گونه‌های گیاهی

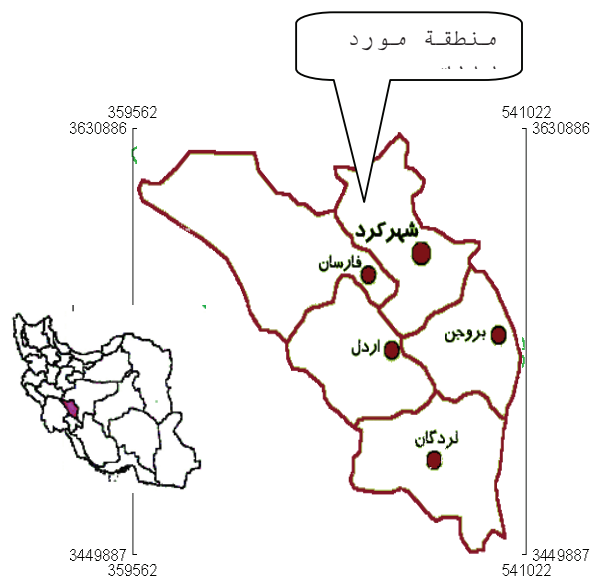
چگونگی احیای گونه‌های چندساله مهم این مناطق پس از آتش‌سوزی بررسی شد.

روش‌شناسی

خصوصیات منطقه مورد مطالعه

مراتع مناطق نیمه‌استپی کرسنگ، با ارتفاع متوسط ۲۶۰۰ متر از سطح دریا با میانگین بارندگی ۵۶۰ میلی‌متر در سال و مختصات جغرافیایی ۳۲ درجه و ۳۰ دقیقه و ۱۹ ثانیه تا ۳۲ درجه و ۳۲ دقیقه و ۳۳ ثانیه عرض شمالی و ۵۰ درجه و ۲۶ دقیقه و ۴ ثانیه تا ۵۰ درجه و ۲۷ دقیقه و ۳۵ ثانیه طول شرقی، در شمال غربی استان چهارمحال و بختیاری قرار گرفته است (شکل ۱). این منطقه شامل ۳ تپ عمده گیاهی است: *Astragalus adscendense*، *Agropyron repense*، *Broumus tomentelus*–*Agropyron repense* و عمده آتش‌سوزی‌ها در دو تپ اول اتفاق افتاده است. از سال ۱۳۷۸ تا کنون، یک چرای تأخیری با شدت متوسط در این منطقه انجام می‌شود. بخش‌های مختلفی از این منطقه در طی مردادماه سال‌های ۱۳۸۵، ۱۳۸۷، و ۱۳۸۸ در آتش سوخت و فقط خاکستری از گونه‌های گیاهی به جای ماند.

تا ۱۳۹۰ بالغ بر ۲۰۰ مورد بوده است و اگر به این تعداد حریق‌های گزارش‌نشده را اضافه کنیم، به نقش این عامل در تعیین ساختار و ترکیب گیاهی این مناطق پی می‌بریم. اگرچه مطالعه‌ای درباره عوامل مؤثر بر وقوع حریق در این مناطق انجام نشده است، بسیاری از کارشناسان منابع طبیعی بر آن‌اند که نقش عوامل انسانی در آن بسیار چشمگیر است (مصاحبه شفاهی با کارشناسان). همچنین، بسیاری از دامداران آتش‌سوزی را باعث افزایش کیفیت علوفه و افزایش انتخاب دام از مناطق حریق می‌دانند (مصاحبه شفاهی با دامداران). این مطالعه با هدف بررسی اثر حریق در مراتع نیمه‌استپی در منطقه کرسنگ استان چهارمحال و بختیاری انجام گرفت. این منطقه دارای آتش‌سوزی سالیانه است و از این نظر، می‌توان روند تغییرات پوشش گیاهی در اثر آتش‌سوزی را در طی چندین سال (تابستان سال‌های ۱۳۸۵، ۱۳۸۷، و ۱۳۸۸) بررسی کرد. به منظور نیل به این هدف سعی شد پوشش گیاهی این مناطق طی سال‌های مختلف با مناطق همجوارشان مقایسه شود و اختلافاتی که در ترکیب و تنوع گیاهی در سال‌های مختلف وجود داشت آشکار شود. همچنین، چگونگی انتخاب دام از مناطق حریق در مقایسه با مناطق همجوارشان و



شکل ۱. موقعیت منطقه مورد مطالعه

نمونه برداری

برای نمونه برداری از پوشش گیاهی دو ترانسکت موازی به طول ۲۰۰ متر (یکی در منطقه حریق و یکی دیگر در منطقه کناری، به عنوان شاهد، به فاصله حداکثر ۴۰ متر از یکدیگر) در جهات مختلف شیب در سال ۱۳۸۹ مستقر گردید و در ۱۰ پلات دو متر مربعی، که به شکل سیستماتیک به فاصله ۲۰ متر در طول ترانسکت مستقر شد، درصد پوشش گونه‌های گیاهی مختلف تخمین زده شد. تعدادی از پایه‌های گیاهان چندساله، که در آتش‌سوزی سال ۱۳۸۸ سوخت و از آن‌ها پایه‌های جدیدی نشأت گرفت، برای بررسی احیای مجدد گونه‌های پس از آتش‌سوزی شمارش شد. این گونه‌ها شامل *Bromus tomentellus*, *Agropyron repens*, *Astragalus adscendens*, *Astragalus verus* و *Eryngium billardieri* بود که گونه‌های غالب تپ‌های گیاهی منطقه‌اند. علت بررسی سال احیای بعد از حریق سال ۱۳۸۸ شناسایی دقیق پایه‌های سوخته و احیاشده در مناطق حریق این سال بوده است. در هر پلات تعداد پایه‌های گیاهان چندساله، که آثار چرای حیوانات بر آن‌ها مشاهده شد، هم در مناطق حریق و هم در مناطق هم‌جوار شمارش شد و در هر پلات به درصد تبدیل گردید.

تجزیه و تحلیل داده‌ها

برای بررسی اختلافات در ترکیب و تنوع گیاهی، در اثر چرای حیوانات، نخست از رج‌بندی مقیاس‌بندی چندبُعدی غیر متریک^۱ استفاده شد. در این روش با تشکیل ماتریس گونه در پلات در سال‌های مختلف، با بررسی الگوی پراکنش واحدهای نمونه برداری در فضای رج‌بندی، اختلافات نمایش داده شد. سپس، از آزمون مونت کارلو برای تعیین تعداد محورهایی که درصد تغییرات توجیه‌شده آن‌ها معنی‌دار است استفاده شد (یا بارهای) پلات‌ها بر این محورها استخراج شد. بر این اساس، اگر مکان پلات‌های شاهد در فضای رج‌بندی از مکان پلات‌های مناطق

حریق متفاوت باشد، نشان از اختلاف در ترکیب گیاهی آن دارد. برای آزمایش آماری این موضوع نیز، مکان‌های حاصل از پلات‌های شاهد و حریق بر روی محور اول مقایسه آماری شد. بدین منظور، از تجزیه واریانس دوطرفه با بارهای پلات‌ها در روش NMS، به عنوان فاکتور وابسته، و مناطق با سال‌های مختلف آتش‌سوزی (با سه سطح: ۱۳۸۵، ۱۳۸۷، و ۱۳۸۸) و آتش (با دو سطح: منطقه حریق و منطقه شاهد)، به عنوان فاکتورهای مستقل، برای بررسی اثر این فاکتورها بر ترکیب جامعه گیاهی استفاده شد. اگر بارهای پلات‌ها در طی سال‌های مختلف و در بین مناطق حریق و شاهد اختلاف داشتند، می‌توان نتیجه گرفت که ترکیب گیاهی این مناطق در طی سال‌های مختلف و در بین مناطق شاهد و حریق مختلف است. نکته شایان ذکر این است که در این روش به تغییرات در ترکیب جامعه گیاهی، به عنوان یک واحد مشخص، توجه شده است و به مقایسه درصد ترکیب گیاهی تک تک گونه‌ها بین مناطق شاهد و حریق نیازی نیست.

سپس، شاخص تنوع شانون، شاخص تنوع آلفا، و شاخص یکنواختی اندازه‌گیری شد. تعداد گونه‌های موجود در پلات‌ها شاخص تنوع آلفا محسوب شد و برای اندازه‌گیری تنوع شانون و یکنواختی، به ترتیب، از معادله $H' = -\sum_{i=1}^S P_i \log P_i$ و $E = H' \ln S$ استفاده شد که در آن $N = \sum N_i$ و $P_i = \frac{N_i}{N}$ است. درصد پوشش یا درصد فراوانی گونه i ، درصد کل فراوانی‌ها و یا درصد پوشش، E یکنواختی، و S تعداد کل گونه‌هاست (Tahmasebi 2009). همانند فوق، از تجزیه واریانس دوطرفه با شاخص‌های فوق، به عنوان فاکتور وابسته، و مناطق با سال‌های مختلف آتش‌سوزی (با سه سطح: ۱۳۸۵، ۱۳۸۷، و ۱۳۸۸) و آتش (با دو سطح: منطقه حریق و منطقه شاهد)، به عنوان فاکتورهای مستقل، برای بررسی اثر این فاکتورها بر تنوع استفاده شد. همین آزمون، با فاکتورهای مستقل فوق، برای بررسی تأثیر آتش‌سوزی بر انتخاب دام انجام شد (تعداد پایه‌های

پلات‌ها در دیاگرام حاصل، محور دوم رج‌بندی اختلاف در ترکیب گیاهی در سال‌های مختلف آتش‌سوزی را نشان می‌دهد. نکته درخور توجه عدم اختلاف در ترکیب گیاهی بین مناطق شاهد و حریق در آتش‌سوزی سال ۱۳۸۵، هم در شیب شمالی و هم در شیب شرقی، است (شکل ۲)؛ به این معنی که پس از گذشت چهار سال از آتش‌سوزی در ترکیب مناطق حریق و شاهد اختلافی مشاهده نمی‌شود.

نتایج تجربیه واریانس دوطرفه بر محورهای اول و دوم موارد مذکور را تأیید می‌کند (جدول ۱، شکل ۳). به عبارت دیگر، هم سال‌های آتش‌سوزی، هم مناطق (با سطوح حریق و شاهد)، و هم اثر متقابل این دو تعیین‌کننده مکان پلات‌ها بر محور اول است. اثر متقابل را می‌توان این‌گونه تفسیر کرد که در همه سال‌های آتش‌سوزی در ترکیب پوشش گیاهی مناطق حریق و شاهد اختلاف معنی‌داری مشاهده نمی‌شود. در مناطقی که در سال ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ آتش‌سوزی رخ داده اختلاف معنی‌داری در ترکیب پوشش گیاهی مناطق حریق و شاهد مشاهده می‌شود، در صورتی که این اختلاف در مناطقی که در سال ۱۳۸۵ آتش‌سوزی در آن‌ها رخ داده وجود ندارد. مقایسه بارهای پلات‌های مناطق شاهد و حریق، به تفکیک سال‌ها، در آزمون t -استیودنت مؤید این مطلب است (جدول ۲).

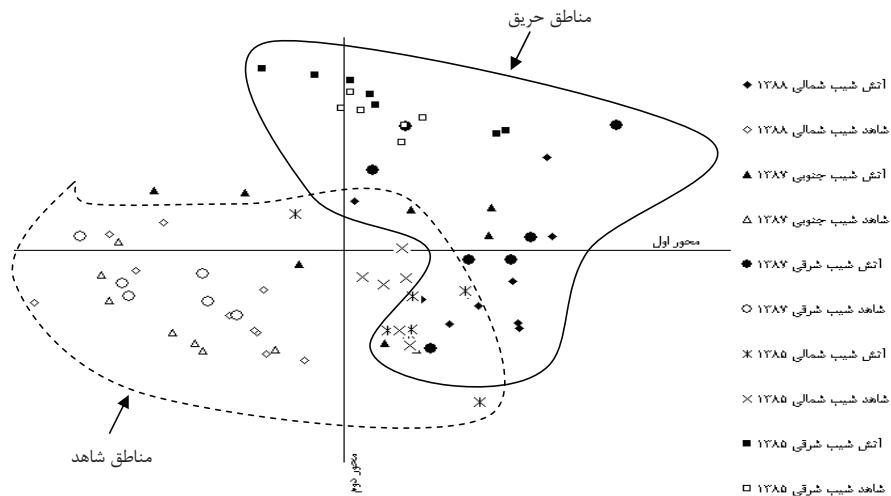
هیچ‌گونه اختلاف معنی‌داری در غنای گونه‌ای (تعداد گونه) مناطق حریق و شاهد و، همچنین، در بین مناطقی که در سال‌های مختلف آتش گرفته‌اند مشاهده نشد (جدول ۱). اگرچه مناطقی که در سال‌های مختلف آتش گرفته‌اند در تنوع شانون و یکنواختی با هم اختلاف معنی‌داری نداشتند، بین مناطق شاهد و حریق در تنوع شانون و یکنواختی اختلاف معنی‌داری وجود دارد. با وجود این، این اختلاف‌ها در بین مناطق حریق و شاهد سال‌های ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ مشاهده شد و این موضوع با مقایسه شاخص تنوع شانون و یکنواختی بین مناطق شاهد و حریق، به تفکیک سال‌ها، در آزمون t -استیودنت تأیید شد (جدول ۲).

چراشده = فاکتور وابسته). در صورتی که اثر متقابل بین فاکتورهای فوق بر هر کدام از فاکتورهای مستقل معنی‌دار می‌شد، مقایسه‌هایی بین منطقه آتش‌گرفته و شاهد، به تفکیک سال‌های مختلف آتش‌سوزی، با استفاده از آزمون t -استیودنت انجام می‌گرفت. هدف از این کار آن است که مشخص شود در چه سال‌هایی در مناطق حریق و شاهد اختلاف وجود دارد و در چه سال‌هایی اختلاف وجود ندارد که باعث به‌وجود آمدن اثر متقابل شده است. برای مقایسه درصد گونه‌های احیاشده و احیانشده، با توجه به پارامتریک نبودن داده‌های حاصل، از آزمون ویلکاکسون (Two-related samples) استفاده شد. روش‌های رج‌بندی و تجزیه واریانس، به ترتیب، در نرم‌افزار Pc -Ord/۲ و SPSS ۱۷ انجام شد.

نتایج

ترکیب گیاهی و تنوع گونه‌ای

نتایج کلی حاصل از رج‌بندی NMS نشان داد که آتش‌سوزی باعث تغییر در ترکیب گیاهی شده است (شکل ۱). همان‌طور که از شکل ۱ مشخص است، اکثر پلات‌های شاهد در سمت چپ محور اول NMS و بیشتر پلات‌های مناطقی که در آن‌ها آتش رخ داده در سمت راست این محور قرار گرفته‌اند. با توجه به نتایج آزمون مونت کارلو، محور اول (p -value / ۳۲۰) = و دوم (p -value / ۳۲۰) = در رج‌بندی NMS درصد قابل قبولی از تغییرات را توجیه کرده‌اند، بر این اساس، در این مطالعه، مبنای بررسی تغییرات در ترکیب گیاهی‌اند. با توجه به اینکه بیشتر پلات‌های مناطق حریق در سمت راست و پلات‌های مناطق شاهد در سمت چپ محور اول قرار دارند، این محور نمایانگر شیب تغییرات آتش‌سوزی است که هم تغییرات در سال‌های مختلف و هم در بین مناطق حریق و شاهد را نمایش می‌دهد، بدین ترتیب، می‌توان اختلاف در ترکیب گیاهی ناشی از آتش‌سوزی را در فضای رج‌بندی مشاهده کرد. همچنین، با توجه به پراکنش



شکل ۲. دیاگرام دو بُعدی روش رجبندی مقیاس‌بندی چندبُعدی غیر متریک. بیشترین فاصله در بین مناطق شاهد و حریق در آتش‌سوزی‌های رخ داده در سال ۱۳۸۸ و کمترین اختلاف در بین آتش‌سوزی‌های رخ داده در سال ۱۳۸۵ مشاهده می‌شود که در دیاگرام فوق فضای همپوشان بین دو منطقه حریق و شاهد قرار گرفته است.

جدول ۱. نتایج حاصل از آزمون تجزیه واریانس دوطرفه در بررسی اثر آتش‌سوزی بر شاخص‌های تنوع، ترکیب گیاهی (محور اول NMS و محور دوم NMS)، و انتخاب دام. ارزش عددی $p < 0.05$ تأثیر معنی‌دار فاکتور مستقل را نشان می‌دهد

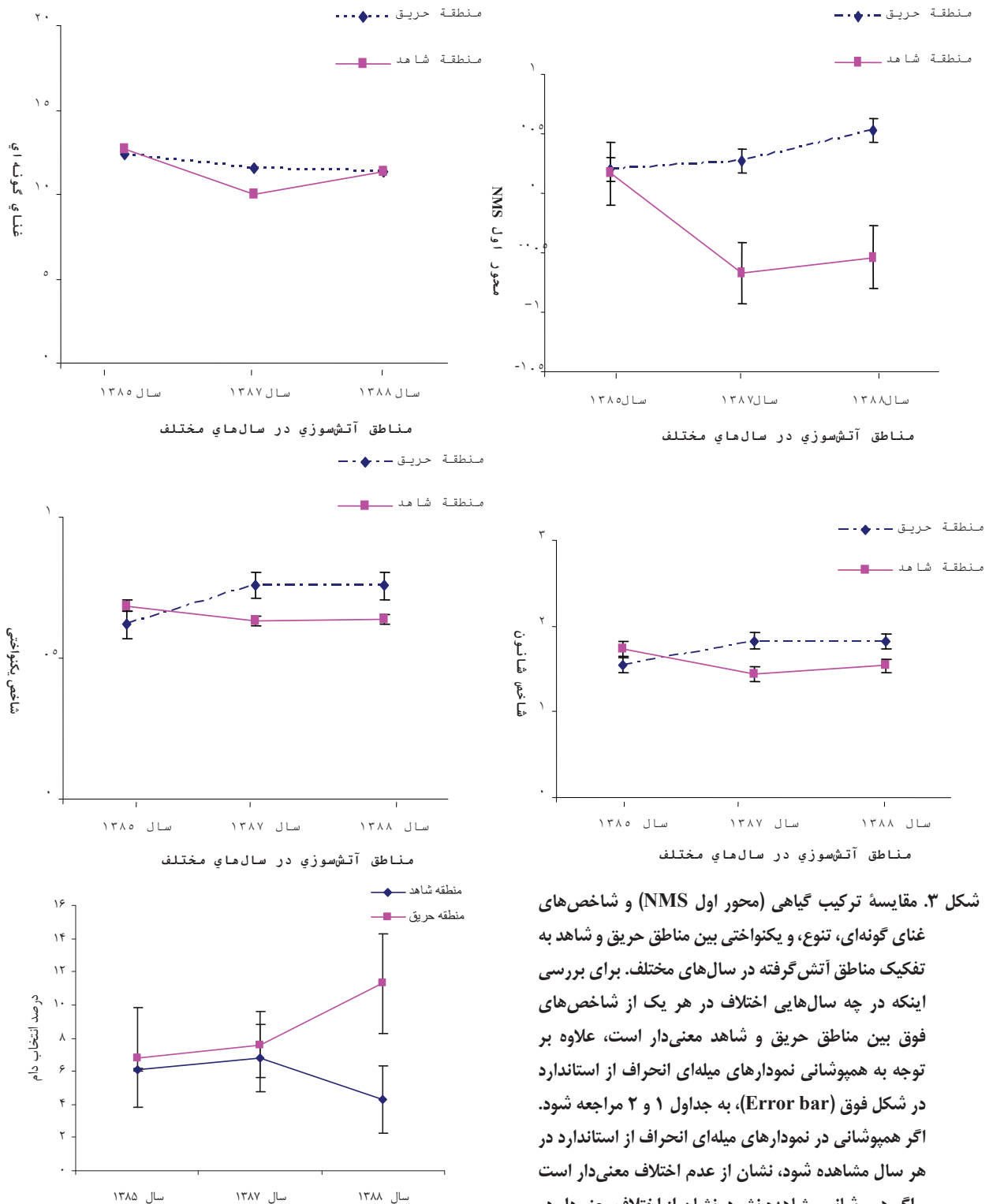
| انتخاب دام | | محور دوم NMS | | محور اول NMS | | شاخص E | | شاخص H | | غناي گونه‌ای | | منبع تغییرات |
|------------|-----|--------------|-----|--------------|------|--------|-----|--------|-----|--------------|------|----------------------------------|
| P | F | P | F | P | F | P | F | P | F | P | F | |
| ۰/۰۳ | ۳/۵ | ۰/۰۰ | ۷/۰ | ۰/۰۰ | ۱۱/۱ | ۰/۸۴ | ۰/۱ | ۰/۱۸ | ۱/۷ | ۰/۰۵ | ۳/۶ | سال آتش‌سوزی (۱۳۸۵، ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸) |
| ۰/۰۴ | ۲/۸ | ۰/۱۱ | ۲/۵ | ۰/۰۰ | ۹۵/۱ | ۰/۰۱ | ۵/۹ | ۰/۰۰ | ۷/۱ | ۰/۵۰ | ۰/۴۵ | حریق (سطوح آتش و کنترل) |
| ۰/۰۲ | ۴/۶ | ۰/۳۱ | ۱/۱ | ۰/۰۰ | ۲۲/۳ | ۰/۰۰۱ | ۷/۵ | ۰/۰۰ | ۸/۸ | ۰/۳۸ | ۰/۹۶ | حریق در آتش |

جدول ۲. نتایج حاصل از آزمون t- استیودنت برای مقایسه شاخص تنوع شانون (H)، شاخص یکنواختی (E)، بارهای پلات‌ها بر محور اول NMS، و انتخاب دام (تعداد کل پایه‌های چراشده در پلات) به تفکیک مناطق با سال‌های آتش‌سوزی ۱۳۸۸، ۱۳۸۷، و ۱۳۸۵. اعداد میانگین \pm انحراف معیارند. علامت * معنی‌دار بودن اختلاف را بین مناطق حریق و شاهد نشان می‌دهد

| سال | شاخص H | | شاخص E | | محور اول NMS | | انتخاب دام | |
|------|----------------|------------------------------|-----------------|-------------------------------|------------------|------------------------------|---------------|---------------------------|
| | شاهد | حریق | شاهد | حریق | شاهد | حریق | شاهد | حریق |
| ۱۳۸۸ | ۵/۱ \pm ۰/۲ | ۸۳/۱ \pm ۰/۳* | ۰/۶۳۴ \pm ۰/۱ | ۰/۰۷۵ \pm ۰/۱* | -۰/۵۳ \pm ۰/۳ | ۰/۵۲ \pm ۰/۲* | ۴/۳ \pm ۰/۱ | ۱۱/۱ \pm ۳* |
| ۱۳۸۷ | ۴/۱ \pm ۰/۲ | ۸/۱ \pm ۰/۳* | ۰/۶۳۰ \pm ۰/۱ | ۰/۰۷۷۵ \pm ۰/۱* | -۰/۰۶۷ \pm ۰/۲ | ۰/۲۷ \pm ۰/۱* | ۰/۶۸ \pm ۲ | ۷/۶ \pm ۲* |
| ۱۳۸۵ | ۷۲/۱ \pm ۰/۳ | ۵۴/۱ \pm ۰/۳ ^{ns} | ۰/۰۶۸ \pm ۰/۱ | ۰/۰۶۱ \pm ۰/۱ ^{ns} | -۰/۱۶ \pm ۰/۱ | ۰/۱۹ \pm ۰/۳ ^{ns} | ۶/۱ \pm ۲ | ۶/۸ \pm ۳ ^{ns} |

جدول ۳. نتایج آزمون ویلکاکسون در بررسی چگونگی احیای گیاهان غالب منطقه بعد از آتش‌سوزی در سال ۱۳۸۸

| P | Z | میانگین | میانگین | |
|------|-----|---------|---------|------------------------------|
| ۰/۰۳ | ۳/۱ | ۰/۴۵ | ۰/۶۵ | <i>Astragalus adscendens</i> |
| ۰/۰۴ | ۸/۲ | ۰/۶۰ | ۰/۴۰ | <i>Astragalus verus</i> |
| ۰/۰۱ | ۶/۵ | ۰/۱۵ | ۰/۸۵ | <i>Bromus tomentellus</i> |
| ۰/۰۱ | ۶/۲ | ۰/۲۰ | ۰/۸۰ | <i>Eryngium billardieri</i> |
| ۰/۰۰ | ۷/۲ | ۰/۵ | ۰/۹۵ | <i>Agropyron repens</i> |



شکل ۳. مقایسه ترکیب گیاهی (محور اول NMS) و شاخص‌های غنای گونه‌ای، تنوع، و یکنواختی بین مناطق حریق و شاهد به تفکیک مناطق آتش گرفته در سال‌های مختلف. برای بررسی اینکه در چه سال‌هایی اختلاف در هر یک از شاخص‌های فوق بین مناطق حریق و شاهد معنی‌دار است، علاوه بر توجه به همپوشانی نمودارهای میله‌ای انحراف از استاندارد در شکل فوق (Error bar)، به جداول ۱ و ۲ مراجعه شود. اگر همپوشانی در نمودارهای میله‌ای انحراف از استاندارد در هر سال مشاهده شود، نشان از عدم اختلاف معنی‌دار است و اگر همپوشانی مشاهده نشود، نشان از اختلاف معنی‌دار در هر یک از شاخص‌های فوق بین مناطق شاهد و حریق است.

چهار سال، نیاز است. نکته دیگر آنکه اگرچه در سال‌های اول و دوم بعد از آتش‌سوزی یکنواختی پوشش گیاهی در مناطق حریق زیاد شده است، با گذشت یک دوره چندساله ناهمگنی‌های محیطی در پوشش زیاد می‌شود (Noy-Meir, Knight and Holt 1995, 2005). این در شرایطی است که تعداد گونه‌های موجود در مناطق حریق و شاهد اختلاف معنی‌داری ندارند. احتمالاً علت افزایش یکنواختی در پوشش گیاهی مناطق حریق در سال‌های اول و دوم ناشی از رفتار آتش در انتخاب یکسان گونه‌هاست (Collins and Steinauer 1998, Sarmiento, 1992). در آتش‌سوزی‌های رخ داده در این منطقه، بدون استثنا، کلیه گونه‌ها آتش گرفتند و به خاکستر تبدیل شدند. این موضوع باعث کاهش ناهمگنی‌های موجود در پوشش است - و احتمالاً در نتیجه عمل تسهیل گونه‌های بوته‌ای برای حفظ بقیه گونه‌ها از شرایط نامناسب محیطی زنده و غیرزنده. علاوه بر این، پس از آتش‌سوزی، گونه‌های گندمی چندساله، نظیر *Agropyron repens*، که گونه‌ای ریزوم‌دار است، پوشش همگنی را موجب شدند، ولی با گذشت زمان و احیای بوته‌ای‌ها و احتمالاً چرای متوسط منطقه ناهمگنی پوشش افزایش یافت (Briggs et al, 2002). با توجه به عدم رخداد آتش‌سوزی در تمامی شیب‌ها، در سال‌های مختلف، در این مطالعه، بررسی آماری اثر جهت شیب بر چگونگی احیای ترکیب و تنوع پوشش گیاهی امکان‌پذیر نبود. با وجود این، بر اساس دیاگرام دو بُعدی رج‌بندی، به شکل توصیفی، می‌توان گفت که اختلاف در ترکیب پوشش گیاهی بین مناطق حریق و شاهد در شیب جنوبی بیش از شیب‌های دیگر است. به عبارت دیگر، در شیب جنوبی، که در سال ۱۳۸۷ آتش‌سوزی در آن رخ داد، مقدار احیای پوشش گیاهی نسبت به دو شیب دیگر (شمالی و شرقی) کمتر است؛ این موضوع احتمالاً به نقش رطوبت در احیای گونه‌ها، که در شیب‌های جنوبی کمتر است، بستگی دارد (Haubensak et 1987 Gibson and Hulbert, 2009).

انتخاب دام و احیای گونه‌های چندساله بعد از آتش‌سوزی

نتایج حاصل از آزمون ویلکاکسون بر چگونگی احیای گونه‌های چندساله مهم در این مرتع نشان می‌دهد که اکثر گونه‌ها در سال اول بعد از حریق قادر به احیای خود بودند و درصد پایه‌هایی که از آن‌ها احیا شده بود، به شکل معنی‌داری، بیش از درصد پایه‌های احیانشده بود (جدول ۳). بر این اساس، ۹۵ درصد پایه‌های سوخته گونه *Agropyron repens*، ۸۰ درصد پایه‌های گونه *Bromus tomentellus*، ۸۰ درصد پایه‌های گونه *Eryngium billardieri* و ۶۵ درصد پایه‌های گونه *Astragalus adscendens* احیا شدند و از گونه‌های بررسی‌شده گونه *Astragalus verus* قادر نبود به شکل معنی‌داری پایه‌های خود را احیا کند.

انتخاب دام طی سال‌های مختلف و در بین مناطق حریق و شاهد اختلاف معنی‌داری نشان می‌دهد (جدول‌های ۱ و ۲). در مقایسه بین مناطق با آتش‌سوزی در سال‌های مختلف گفتنی است آثار چرای دام بر روی گونه‌هایی که در منطقه با آتش‌سوزی سال ۱۳۸۸ (یک سال بعد از حریق) قرار داشتند، به شکل معنی‌داری، بیشتر از منطقه با سال آتش‌سوزی ۱۳۸۷ و این منطقه بیشتر از منطقه با آتش‌سوزی سال ۱۳۸۵ بود. همچنین، در مناطقی که در سال ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ آتش‌سوزی رخ داده اختلاف در انتخاب دام در بین مناطق حریق و شاهد آن‌ها معنی‌دار است (جدول ۲)، در صورتی که این اختلاف در منطقه‌ای که در سال ۱۳۸۵ آتش‌سوزی در آن رخ داده معنی‌دار نیست.

بحث و نتیجه‌گیری

این مطالعه با هدف پاسخ به این پرسش که آیا آتش عاملی تخریبی است یا ابزاری مدیریتی انجام شده است. نتایج نشان می‌دهد ترکیب پوشش گیاهی بعد از یک دوره چهارساله (منطقه آتش‌گرفته در سال ۱۳۸۵) احیا شده بود. مناطقی که یک یا دو سال از آتش‌سوزی آن‌ها گذشته بود در ترکیب و تنوع پوشش گیاهی با مناطق شاهد اختلاف داشتند و این نشان می‌دهد که برای احیای ترکیب و تنوع پوشش گیاهی به یک دوره زمانی، بیش از

می‌یابند (Ibid). همچنین، با توجه به مخفی بودن این بافت‌ها در زیر خاک، از آتش می‌گریزند و بعد از آتش‌سوزی گسترش می‌یابند (Sarmiento, 1992). گونه *Bromus tomentellus*، از این نظر، در رتبه دوم قرار دارد. این گیاه توانست ۸۰ درصد از پایه‌های سوخته خود را احیا کند. گونه‌های گندمی دیگری، نظیر *Poa bulbosa* و *Hordeum bulbosum*، نیز توانایی احیا داشتند؛ اگرچه به علت حضور کم آن‌ها در پلات‌های نمونه‌برداری شده بررسی آماری چگونگی احیای آن‌ها میسر نبود. گونه‌های پیازدار، مانند *Poa bulbosa*، انواع لاله‌ها یا *Tulipa*‌ها، و انواع *Allium*‌ها بلافاصله بعد از آتش‌سوزی شروع به رشد و نمو کردند. این نتایج با نتایج شریفی و ایمانی، که نشان دادند حدود ۳۰ درصد از بوته‌های (*Astragalus aureus*) و حدود ۱۰۰ درصد گندمیان دائمی (*Festuca ovina*، *Bromus tomentellus*) تجدید حیات یافته‌اند و پوشش کل به ۶۴/۵ درصد افزایش یافته است، تطابق دارد.

آتش‌سوزی باعث افزایش انتخاب دام از گونه‌های گیاهی در مقایسه با مناطق شاهد شد. با توجه به اینکه در این منطقه در اکثر جهات شیب، به‌ویژه شیب‌های شمالی و شرقی، گونه‌های *Astragalus adscendens* و *As. Susianus*، به شکل غالب، حضور دارند و این گونه‌ها تاج پوشش بسیار حجیم و خاردار را به وجود آورده‌اند و حتی در بسیاری از موارد ورود انسان به این مناطق دشوار است، حذف این دو گونه در اثر آتش‌سوزی دو نقش مهم در انتخاب دام از مناطق آتش‌سوزی دارد: ۱. آتش‌سوزی باعث تسهیل ورود دام به این مناطق شده است؛ ۲. بافت‌های گیاهی پیر بیشتر گیاهان حتی گیاهان با خوش‌خوراکی کم را از بین برده و به کیفیت علوفه آن‌ها افزوده است (Tahmasebi, 2009)، مثلاً گونه‌هایی همچون *Eryngium billardieri* و *Scariola orentalis*، که از لحاظ خوش‌خوراکی ارزش چندانی ندارند، به‌شدت، توسط دام چرا شده‌اند. با وجود این، به نظر می‌رسد اثر آتش‌سوزی بر انتخاب دام فقط در سال‌های اول بعد از حریق مشاهده می‌شود

بررسی اثر آتش‌سوزی بر مراتع، از نظر ترکیب جامعه گیاهی، اطلاعات مناسبی در خصوص پاسخ واقعی گونه‌های گیاهی به حریق و روند احیای آن‌ها در اختیار ما نمی‌گذارد (Mark, Vinton et 1994, al, 1993)، در نتیجه، باید گونه‌های گیاهی را به تفکیک بررسی کرد (Sarmiento, 1992). در این مطالعه پاسخ گونه‌های چندساله مهم، که نقش مهمی در ساختار و عملکرد مرتع داشتند، بررسی شد. گونه‌های *Astragalus adscendens* و *verus Astargalus* نقش مهمی در تثبیت خاک، جلوگیری از فرسایش، و عمل تسهیل برای حضور گیاهان دارند. پاسخ این دو گونه به آتش‌سوزی مختلف بود: گونه *Astragalus adscendens* ۶۵ درصد از پایه‌های خود را در سال اول بعد از آتش‌سوزی احیا کرد، در صورتی که گونه *verus Astargalus*، به شکل معنی‌داری، پایه‌های خود را احیا نکرد. این اختلاف احتمالاً به ساختار تاج پوشش آن‌ها برمی‌گردد. تاج پوشش گونه *Astragalus verus* نسبت به گونه *Astragalus adscendens* بسیار متراکم‌تر است (Bond and Van Wilgen, 1996) و احتمالاً با شدت بیشتری در اثر آتش‌سوزی می‌سوزد. در نتیجه، این امکان وجود دارد که به بافت‌های زیرزمینی آن به نسبت *Astragalus adscendens* صدمه بیشتری وارد شود. شایان ذکر است که در این مطالعه احیای پایه‌های گیاهی فقط در منطقه‌ای بررسی شد که در سال ۱۳۸۸ آتش‌سوزی در آن رخ داده بود؛ به نظر می‌رسد اگر بررسی دقیق‌تر احیای گونه‌ها در سال‌های دوم و سوم بعد از آتش‌سوزی امکان‌پذیر بود، گونه *Astragalus verus* نیز فرصت کافی برای احیای بافت‌های خود داشت. از میان گونه‌های مورد بررسی گندمیان چندساله کاملاً احیا شدند و ترکیب پوشش گیاهی را به خود اختصاص دادند. در این میان گونه‌های *Poa bulbosa* و *Agropyron repens* در ترکیب پوشش گیاهی کاملاً جایگزین گونه‌های بوته‌ای شدند و گونه غالب مناطقی (به‌جز شیب‌های جنوبی) شدند که در آن‌ها آتش‌سوزی رخ داده بود. این گونه‌ها دارای ریزوم و پیازند و به‌شدت از این طریق تکثیر

از طریق آتش‌سوزی، موجب بهبود و گسترش گیاهان علفی دائمی می‌شود. موضوع دیگری که مدیر مرتع باید به آن توجه کند مسائل اقتصادی و اجتماعی مرتع است. در بسیاری از موارد، گونه‌های بوته‌ای موجود در مرتع اگرچه ارزش چرایی ندارند، ارزش صنعتی و دارویی دارند که منبع درآمدی است برای بهره‌برداران. پیشنهاد آتش‌سوزی از طرف مدیران مراتع نیمه‌استپی، که پوشش گیاهی آن‌ها از بوته‌ای‌های بی‌ارزش تشکیل شده است، باعث ترغیب دامداران و بهره‌برداران به این کار می‌شود و اگرچه این احتمال وجود دارد که در سال اول بعد از آتش‌سوزی ترکیب گیاهی مناسبی برای دام‌ها فراهم آید، با فشار چرایی زیاد امکان تخریب مرتع بیش از پیش افزایش می‌یابد. بر این اساس، می‌توان بیان کرد که آتش به عنوان ابزاری مدیریتی باید در چارچوب مدیریت کلی مرتع قرار گیرد و استفاده صرف از آن، بدون مدیریت دام و مدیریت انسان در مراتع نیمه‌استپی، به شکست خواهد انجامید. مطالعات بیشتر در زمینه اثر آتش‌سوزی در طی سال‌های مختلف بر خصوصیات هیدروفیزیکی، شیمیایی، و بیولوژیکی خاک، اقتصاد مرتع، تولید رواناب و زیستگاه و تنوع حیات وحش اطلاعات ذی‌قیمتی در چگونگی استفاده از آتش برای مدیریت صحیح اکوسیستم‌های مرتعی فراهم می‌آورد.

و با استقرار بوته‌ای‌ها و کاهش درصد پوشش گونه‌های خوش‌خوراک در طی سال‌های بعد انتخاب دام در همه مناطق یکسان گردد (Knight and Holt, 2005).

حال سؤال این است، با توجه به نتایج فوق، آیا می‌توان از آتش به عنوان ابزاری مدیریتی استفاده کرد؟ پاسخ به این سؤال به توانایی مدیر مرتع در فراهم‌آوردن شرایط جانبی بستگی دارد (Tahmasebi, 2009). مرتعی که در این مطالعه بررسی شد مدیریت چرای صحیحی بر آن اعمال شده بود. چرای دام از خردادماه آغاز می‌شود و این در شرایطی است که بیشتر گونه‌ها استقرار یافته و حتی بسیاری از آن‌ها به بذر رسیده‌اند. این در حالی است که آتش‌سوزی‌های رخ داده در این منطقه در مرداد و شهریورماه بوده است. این موارد به همراه بارندگی مناسب (میانگین ۵۶۰ میلی‌متر در سال) به گیاهان اجازه می‌دهد، پس از آتش‌سوزی، هم از طریق اندام‌های زیرزمینی هم از طریق بذر خود را احیا کنند. متأسفانه در بیشتر مراتع نیمه‌استپی مدیریت نادرست چرای دام - شامل شدت زیاد چرای حیوانات و عدم رعایت آمادگی مرتع - آثار مثبت آتش را خنثی می‌کند و گیاهان قادر به احیای خود نیستند. شریفی و ایمانی (۲۰۰۶) نشان دادند در شرایطی که محدودیت فرسایش خاک نباشد، از بین بردن گیاهان خاردار مهاجم،

References

- [1]. Abbasi, H., Ghorbani, J., Saffain, N. and Tammar Tash, R. (2010). The effect of fire on seed composition in Bammo national Park shiraz. *Rangeland Journal*, 4: 623-640.
- [2]. Bond, W. J. and Van Wilgen, B. W. (1996). *Fire and plants*. Chapman and Hall, London.
- [3]. Bond, W. J., Midgley, G. F. and Woodward, F. I. (2003). What controls South African vegetation – climate or fire? *South African Journal of Botany*, 69: 1-13.
- [4]. Briggs, J. M., Knapp, A. K. and Brock, B. L. (2002). Expansion of woody plants in tallgrass prairie: a 15-year study of fire and fire–grazing interactions. *American Midel Naturalist*, 147: 287–294.
- [5]. Collins, S. L. and Steinauer, E. M. (1998). Disturbance, diversity, and species interactions in tallgrass prairie. In: Knapp, A. K., Briggs, J. M. Hartnett, D. C. and Collins, S. L. (eds.) *Grassland dynamics. Long-term ecological research in Tallgrass Prairie.*, pp. 140-156. Oxford Univ. Press, New York.
- [6]. Coppedge, B. R., Engle, D. M., Toepfer, C. S. and Shaw, J. H. (1998). Effects of seasonal fire, bison grazing and climatic variation on tallgrass prairie vegetation. *Plant Ecology*, 139: 235–246.
- [7]. Ghermandi, L., Guthmann, N., Bran, D. and Collins, B. (2004). Early post-fire succession in northwestern Patagonia grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 15, 67–76.
- [8]. Gibson, D. J. and Hulbert, L. C. (1987). Effects of fire, topography and year-to-year climatic variation on species composition in tallgrass prairie. *Vegetatio*, 72: 175-185.
- [9]. Haubensak, K., D'Antonio, C. and Wixon, D. (2009). Effects of fire and environmental variables on plant structure and composition in grazed salt desert shrublands of the Great Basin (USA). *Journal of Arid Environments*, 73, 643–650.
- [1]. Hulbert, L. C. (1969). Fire and litter effects in undisturbed bluestem prairie in Kansas. *Ecology*, 50: 874- 877.
- [10]. Knight T. M., Holt R. D. (2005). Fire generates spatial gradients in herbivory: an example from a Florida sandhill ecosystem. *Ecology*, 86, 587–593.
- [11]. Mansori, A. (2009). Effect of fire as an ecological factor on vegetation composition and dynamics in semiarid rangelands (Case study: Bamo National Park of Shiraz). MSc thesis. University of Mazandaran .83pp.
- [12]. Mark, A. F. (1994). Effects of grazing and burning on sustainable utilisation of upland snow tussock (*Chionochloasp.*) rangelands for pastoralism in south Island, New Zealand. *Australian Journal of Botany*, 42: 149-161.
- [13]. Milchunas, D. G. and Lauenroth, W. K. (1993). Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monograph*, 63, 327-366.
- [14]. Noy-Meir, I. (1995). Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 6, 701-710.
- [15]. Ramos-Neto, M. B. and Pivello, V. R. (2000). Lighting fires in a Brazilian Savanna National

- Park: rethinking management strategies. *Environmental Management*, 26: 675-684.
- [16]. Safaian, N. and Shokri, M. (1998). The role of fire as an ecological factor in rangeland ecosystems. *Iranian Journal of Natural Resource*, 51(2): 53-61.
- [17]. Sarmiento, G. (1992). Adaptive strategies of perennial grasses in South American savannas. *Journal of Vegetation Science*, 3: 325-336.
- [18]. Sharifi, J. and Iemani, A. A. (2006). An evaluation of the effect of controlled firing on plant cover change and diversity composition in Semi-Steppe Rangelands of Ardabil Province. *Iranian Journal of Natural Resource*, 59(2): 517-526.
- [19]. Shokri, M. Safaian, N. and Atrakchali, A. (2002). Investigation of the Effects of Fire on Vegetation Variations in Takhti Yeylagh-Golestan National Park, *Iranian Journal of Natural Resource*, 55(2): 273-281.
- [20]. Tahmasebi, P. (2009). *Analysis of rangeland ecosystems*, Pelk Publication, 270 pp.
- [21]. Vinton, M. A., Hartnett, D. C., Finck, E. J. and Briggs, J. M. (1993). Interactive effects of fire, bison (*Bison bison*) grazing, and plant community composition in tallgrass prairie. *American Midland Naturalist*, 129: 10-18.
- [22]. White, P. S. (1979). Pattern, process, and disturbance in vegetation. *Botanical Review*, 45: 229-299.
- [23]. White, P. S. and Jentsch, A. (2001). The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. *Progress in Botany*, 62: 399-450.