نشریه علمی-پژوهشی مهندسی و مدیریت آبخیز
جلد ۱۱، شماره ۱، ۱۳۹۸، صفحات ۲۳۳-۲۵۱

Journal of Watershed Engineering and Management
Volume 11, Issue 1, 2019, Pages 233-251
DOI: 10.22092/ijwmse.2018.120504.1440

بررسی تأثیر آشفتگی با منشأ انسانی در تغییرات پوشش گیاهی و خاک جنگل‌های دارمازو استان لرستان

زهرا ویس کرمی[۱]، بابک پیله‌ور[*۲] و علی حقی‌زاده[۳]

[۱] دانشجوی دکتری جنگل‌شناسی و اکولوژی جنگل، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، ایران و [۲و۳] دانشیار، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۱۱/۰۹ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۴/۲۶

چکیده

پژوهش حاضر به بررسی تأثیر عوامل آشفتگی بر تغییرات اشکوب علفی جامعه بلوط دارمازو حفاظت شده در مقایسه با منطقه بدون آشفتگی بر مبنای گونه‌های محافظه‌کار و ارتباط آن با برخی متغیرهای محیطی می‌پردازد. منطقه مورد مطالعه، جنگل‌های دارمازوی شینه قلایی در ۸۸ کیلومتری شمال غرب خرم‌آباد می‌باشد. اطلاعات مربوط به اشکوب علفی، درختی، خاک و سایر متغیرهای محیطی با استفاده از قطعات نمونه با مقیاس‌های متفاوت و به‌صورت تصادفی در هر منطقه برداشت شد. پس از تعیین گونه‌های محافظه‌کار برای مشخص کردن ارتباط گونه‌های گیاهی با متغیرهای محیطی از روش رسته‌بندی DCA و CCA و برای ارزیابی تنوع گیاهی از شاخص‌های عددی استفاده شد. تحلیل عوامل اصلی (PCA) نیز به‌منظور تعیین مهمترین مؤلفه‌های محیطی مؤثر بر تفکیک جوامع گیاهی استفاده شد. نتایج نشان داد که تیپ جنگلی تخریب شده نسبت به حفاظت شده دارای گونه‌های مهاجم بیشتر و شاخص‌های غنا و تنوع کمتری است. همچنین بر اساس نتایج، پوشش علفی حفاظت شده با سطوح بالای عناصر غذایی همبستگی مثبت نشان داده و متغیرهای اصلی تأثیرگذار بر آن، ارتفاع، تاج پوشش، جهت دامنه، کربن آلی، پتاسیم، نیتروژن، فسفر، رس، شن و وزن مخصوص ظاهری است. این مطالعه نشان داد که استفاده از مفهوم گونه‌های محافظه‌کار و انتخاب دو حوضه مجاور و هم‌شکل با حذف عوامل مخدوش‌گر منجر به تعیین هر چه بهتر اثرات مدیریت حفاظتی می‌شود.

واژه‌های کلیدی: اشکوب علفی، رج‌بندی، زاگرس، ضریب محافظه‌کاری، متغیرهای محیطی

مقدمه

شناخت بوم‌سازگان‌ها به‌همراه حفظ و نگهداری گونه‌های گیاهی آن‌ها اساس توسعه پایدار و بهره‌برداری اصولی از طبیعت می‌باشد. جوامع گیاهی به‌عنوان بخش مهم و اساسی بوم‌سازگان‌های جنگلی تحت تأثیر توپوگرافی، اقلیم و خاک شکل می‌گیرند. مدیریت اصولی این بوم‌سازگان‌ها با شناسایی و بررسی جوامع گیاهی در ارتباط با عوامل محیطی میسر می‌شود. در این راستا، آگاهی از چگونگی پاسخ پوشش گیاهی به متغیرهای محیطی و روابط متقابل بین عوامل زنده و غیر زنده و پارامترهای مؤثر بر این روابط، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. این آگاهی به شناخت بهتر و ارائه راه‌کارهای مناسب‌تر برای مدیریت پایدار این بوم‌سازگان‌ها و ارزیابی وضعیت کنونی و پیش‌بینی وضعیت آینده کمک می‌کند. آشفتگی، یکی از اجزای کارکردی و مهم بوم‌سازگان‌ها و از پدیده‌های

[*] مسئول مکاتبات: pilehvar.b@lu.ac.ir

شایع در طبیعت است که به‌طور قابل‌توجهی پویایی پوشش گیاهی، فرایندها و ساختار جوامع را در هر بوم‌سازگان تحت تأثیر قرار می‌دهد (Martin و همکاران، ۲۰۰۹). آشفتگی‌ها در جنگل به‌علت ایجاد تغییر در ساختار، ترکیب، تنوع، زادآوری و خاک به‌منزله یکی از مهمترین پارامترهای تأثیرگذار بر تغییرات پوشش گیاهی در نظر گرفته می‌شوند (Pickett و White، ۱۹۸۵). تخریب و تغییر ساختار جنگل در نتیجه آشفتگی‌های طبیعی و انسانی، غنای گونه‌ای و سایر ویژگی‌های اکوسیستم را تغییر می‌دهد، لذا، یکی از مهمترین مسائل در مدیریت حفاظتی جنگل، پیش‌بینی روند تغییرات جنگل در ارتباط با آشفتگی‌های طبیعی و انسانی و درک و اداره نمودن رژیم‌های آشفتگی در شرایط طبیعی یا نیمه طبیعی است.

ناحیه رویشی زاگرس به لحاظ اکولوژیکی و حفظ ذخایر ژنتیکی از بوم‌سازگان‌های ارزشمند ایران محسوب می‌شود (Makhdoum، ۱۹۹۸؛ Jazirehi و Ebrahimi Rostaghi، ۲۰۰۳) که در سال‌های اخیر به‌وسیله عوامل طبیعی و انسانی مورد تهدید قرار گرفته است. افزایش جمعیت و به‌تبع آن وابستگی به محصولات جنگلی به استفاده مفرط از فون و فلور طبیعی این منطقه منجر شده است. بهره‌برداری نادرست، چرای خارج از فصل و بی‌رویه دام، تغییر کاربری اراضی و تبدیل آن‌ها به دیم‌زار، منجر به تخریب بوم‌سازگان، تشدید فرسایش خاک و کاهش تنوع گونه‌های گیاهی شده، به‌طوری که بسیاری از گونه‌های ارزشمند گیاهی از عرصه‌های طبیعت محو شده‌اند (Rahimi، ۲۰۰۷). این تخریب‌ها سبب حضور گونه‌های مهاجم و کاهش چشم‌گیر تنوع لایه‌های بومی در این جوامع گشته است. در اغلب مطالعات صورت گرفته در داخل کشور که با هدف بررسی تغییرات پوشش گیاهی در ارتباط با عوامل محیطی انجام شده، بر اساس واحدهای شکل زمین یکسان صورت گرفته اما به‌دلیل گستردگی طبقات در تهیه نقشه این واحدها، تفاوت‌های زیادی از نظر دور می‌ماند. در این مطالعات همچنین، به حضور گونه‌های مهاجم، هرز و هرجازی که عموماً گرایش خاصی به گرادیان‌های محیطی نداشته، تقریباً در بیشتر جوامع جنگلی دیده می‌شود، توجه چندانی نشده است. هر گونه گیاهی، دامنه اکولوژیکی مشخصی دارد که با استفاده از آن می‌توان به شرایط رویشگاهی لازم برای حضور آن دست یافت، اما فقط گونه‌هایی قابلیت پیش‌بینی شرایط رویشگاهی را دارند که دارای دامنه اکولوژیک محدودتری به‌ویژه در شرایط محیطی خاص باشند. در این پژوهش به‌منظور بررسی اثر آشفتگی بر ویژگی‌های خاک و پوشش گیاهی از دو حوضه مجاور با خصوصیات تقریباً یکسان استفاده شد که به لحاظ مساحت، ویژگی‌های اقلیمی، فیزیوگرافی، خاک‌شناسی، زمین‌شناسی و هیدرولوژی شرایط یکسان و مشابهی دارند. همچنین، به‌منظور تعیین گونه‌های مهاجم و حذف آن‌ها در تجزیه و تحلیل از مفهوم ضریب محافظه‌کاری استفاده شد (Nichols و همکاران، ۲۰۰۶؛ Taft و همکاران، ۱۹۹۷؛ Mirazadi و همکاران، ۲۰۱۷؛ Jafari و همکاران؛ ۲۰۱۷). در این روش با توجه به نوع، شدت و بزرگی آشفتگی، گونه‌های گیاهی درجات مختلفی از پایداری را نشان می‌دهند به این میزان پایداری یا به‌عبارت‌دیگر حساسیت نسبت به آشفتگی ضریب محافظه‌کاری می‌گویند (Taft و همکاران، ۱۹۹۷؛ Swink و Wilhelm، ۱۹۹۴)، ضریب محافظه‌کاری که عددی صحیح بین صفر تا ۱۰ است به‌وسیله گروهی از گیاه‌شناسان و اکولوژیست‌های مجرب که آشنایی زیادی به فلور منطقه دارند برای هر گونه گیاهی بومی تعیین می‌شود (Mirazadi و همکاران، ۲۰۱۷؛ Swink و Wilhelm، ۱۹۹۴؛ Nichols و همکاران، ۲۰۰۶). گونه‌هایی که از ضریب محافظه‌کاری بالائی برخوردار باشند به گونه‌های محافظه‌کار معروف هستند و بالعکس گونه‌هایی که ضرایب محافظه‌کاری پایینی به آن‌ها تعلق می‌گیرد، گونه‌های مهاجم محسوب می‌شوند. در پیشینه تحقیق استفاده از این ضریب می‌توان به پژوهش‌های Rocchio (۲۰۰۷)، Bowers و Boutin (۲۰۰۷)، Chamberlain و Ingram (۲۰۱۲)، Gerken Golay و همکاران (۲۰۱۳)، Jafari و همکاران (۲۰۱۷) و Mirazadi و همکاران (۲۰۱۷) اشاره داشت.

نظر به اهمیت جنگل‌ها به‌عنوان مهمترین بوم‌سازگان‌های طبیعی، آگاهی از چگونگی پاسخ

پوشش گیاهی به مدیریت حفاظتی مبتنی بر قرق و پارامترهای مؤثر بر آن می‌تواند مقدمات شناخت بهتر این بوم‌سازگان‌ها و ارائه راه‌کارهایی مناسب به‌منظور مدیریت پایدار آن‌ها فراهم آورد. از طرف دیگر، با توجه به این‌که جوامع متنوع‌تر دامنه وسیع‌تری از تغییرات را تحمل کرده و مقاومت بیشتری در مقابل تغییرات از خود نشان می‌دهند، پژوهش پیش‌رو سعی دارد به‌طور خاص به بررسی تأثیر آشفتگی انسانی در تغییرات پوشش گیاهی، خاک، حضور گونه‌های مهاجم و تنوع گونه‌ای گیاهان زیراشکوب جنگل‌های دارمازو استان لرستان بپردازد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد پژوهش: منطقه مورد مطالعه برای این پژوهش جنگل‌های دارمازوی شینه قلایی در ۸۸ کیلومتری شمال غرب خرم‌آباد و در امتداد دامنه شمال غربی منطقه حفاظت شده سفیدکوه می‌باشد. این جنگل‌ها در موقعیت ′۳۴ °۳۳ تا ′۵۱ °۳۳ عرض شمالی و ′۱۲ °۴۸ تا ′۴۰ °۴۸ طول شرقی قرار دارند (شکل ۱) و دارای جنگل بلوط با آشفتگی ناشی از فعالیت انسانی و جنگل تحت حفاظت (به مدت ۲۰ سال) است. تیپ جنگلی غالب منطقه مورد مطالعه بلوط دارمازو *Quercus infectoria Oliv.* است. از سایر گونه‌های درختی همراه می‌توان به بلوط ایرانی (*Quercus brantii*)، افرای کیکم (*Acer cinerascens*)، پده (*Populus euphratica*)، گیلاس وحشی (*Cerasus brachypetala*)، زبان‌گنجشک (*Fraxinus rotandifolia*)، سیاه‌تلو (*Paliorus spina christi*)، زالزالک (*Cratagus meyeri*) و گلابی وحشی (*Pyrus communis*) اشاره داشت.

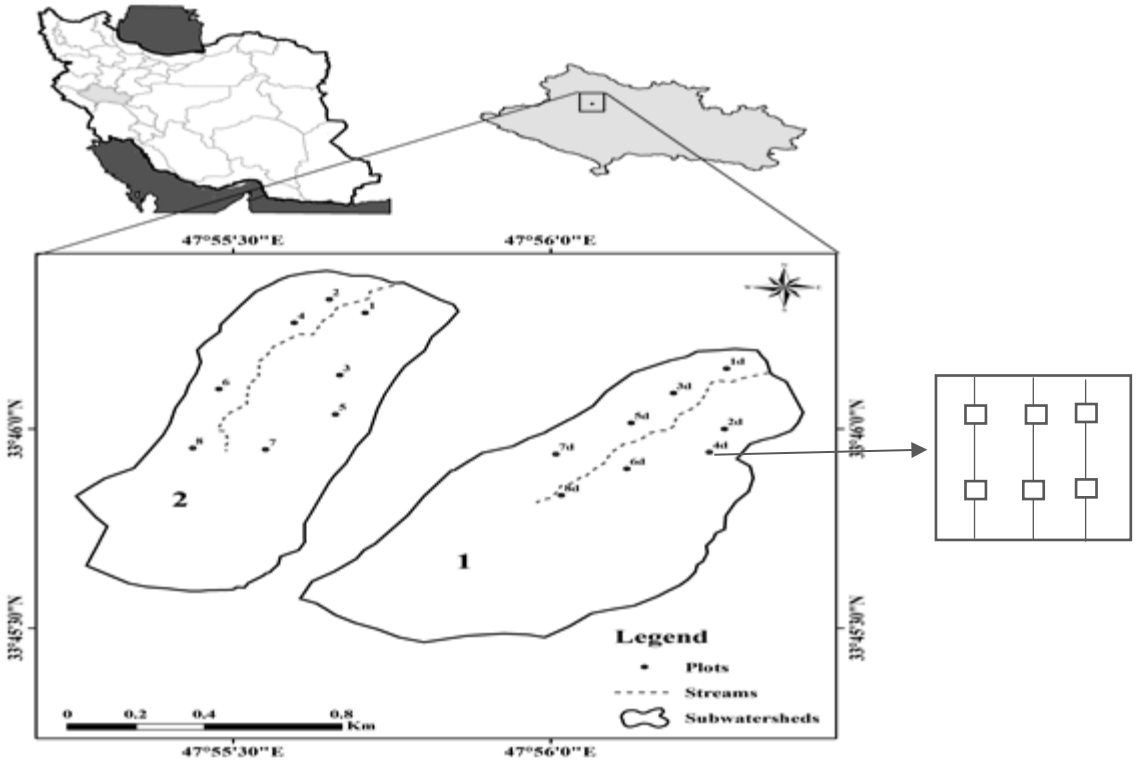
به‌منظور انتخاب جامعه منطقه جنگلی که تحت تأثیر مداخلات انسانی قرار دارد، پس از جنگل گردشی‌های پیاپی و پیمایش کل حوزه آبخیز، با بررسی اطلاعات موجود و حضور کارشناسان، منطقه‌ای انتخاب شد که به لحاظ ویژگی‌های آب و هوایی، فیزیوگرافی، خاک‌شناسی و زمین‌شناسی دارای کمترین اختلافات با جامعه حفاظت شده بود. همچنین، سعی شد عرصه انتخاب شده به لحاظ فیزیونومی و نمود ظاهری بیشینه مشابهت را داشته باشد. منطقه تحت آشفتگی به لحاظ شکل حوضه، مساحت و تعداد آبراهه با جامعه حفاظت‌شده شباهت زیادی داشته، کمینه فاصله را با آن دارد. بر این اساس انتظار می‌رود که وضعیت پوشش گیاهی در جامعه جنگلی دچار آشفتگی، نسبت به جامعه حفاظت‌شده به‌دلیل از بین رفتن گسترده جوامع گیاهی چند ساله بومی و کشاورزی و چرای دام، متفاوت باشد.

میانگین کمینه و بیشینه درجه حرارت منطقه، بر اساس ایستگاه سینوپتیک الشتر، به‌ترتیب ۳/۵ و ۲۲/۳ درجه سانتی‌گراد و میانگین سالانه بارندگی ۴۴۴/۱ و دمای متوسط سالیانه ۱۲/۹ درجه سانتی‌گراد است. در این منطقه، دو رده خاک انتی‌سول و اینسپتی‌سول شناسایی شده است. در شمال منطقه سفره نابرجای آهکی معروف به چغلوندی و رادیولاریت‌ها و به طرف جنوب و در محدوده مورد مطالعه سازندهای آهکی و شیلی، سیلتی و کنگلومرایی چین‌خورده مشاهده می‌شود (Mehdifar و Sagheb-Takebi، ۲۰۰۶).

روش تحقیق: پس از تعیین دو منطقه مورد نظر، در بهار ۱۳۹۶ در دوره اوج رویشی، از اوایل اردیبهشت تا اواسط خرداد که مناسب‌ترین زمان برای برداشت نمونه‌های گیاهی است، به منطقه مراجعه شد. در هر منطقه، هشت قطعه نمونه ۵۰×۵۰ متر به‌صورت تصادفی پیاده شد و فهرست تمام گونه‌های درختی، درختچه‌ای و بوته‌ای موجود در آن ثبت شد. علاوه بر آن، ارتفاع جست گروه و دو قطر عمود بر هم تاج تمام درختان اندازه‌گیری و ثبت شد و میانگین آن برای هشت پلات محاسبه شده، به‌عنوان درصد تاج پوشش آن جامعه، مورد استفاده قرار گرفت. به‌منظور برداشت گونه‌های علفی، در هر قطعه نمونه بزرگ با فاصله یکسان سه ترانسکت پیاده شد و در هر یک از ترانسکت‌ها دو میکروپلات یک متر مربعی به‌منظور شناسایی و ثبت درصد تاج پوشش گونه‌های علفی، استفاده شد (شکل ۱). به‌منظور تعیین روابط اکولوژیکی اشکوب علفی با عوامل محیطی، ویژگی‌های فیزیوگرافی قطعات نمونه شامل ارتفاع از سطح دریا، جهت دامنه و درصد شیب اندازه‌گیری شد. داده‌های جهت جغرافیایی با استفاده از رابطه $TE = 1+\cos(\theta)$ کمی شد. که در آن، TE مقدار تبدیل شده و θ مقدار آزیموت جهت است (Beers و

همکاران، ۱۹۹۶). به‌منظور اندازه‌گیری خصوصیات خاک نیز در هر یک از میکروپلات‌های یک متر مربعی نمونه‌های خاک از دو عمق صفر تا ۱۰ و ۱۰ تا ۳۰ سانتی‌متری با استفاده از استوانه فلزی (اوگر) جمع‌آوری شد. پس از خشک شدن نمونه‌های خاک در هوای آزاد و الک شدن با مش ۱۰، دانه‌بندی خاک به روش هیدرومتری، اسیدیته خاک به‌وسیله دستگاه pHمتر، شوری با استفاده از دستگاه هدایت‌سنج الکتریکی، کلسیم به روش کمپلکسومتری، کاتیون‌های سدیم و پتاسیم قابل جذب به روش فلیم فتومتری، نیتروژن کل با استفاده از روش کجلدال، فسفر قابل جذب با روش اولسون، درصد کربن آلی به روش والکی بلک، آهک فعال به روش تیتراسیون و وزن مخصوص ظاهری خاک با استفاده از روش کلوخه به‌دست آمد.

گونه‌های گیاهی ثبت شده در هرباریوم دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه لرستان با استفاده از فلور ایرانیکا جلدهای ۱۷۶-۱ (Rechinger، ۲۰۱۲)، فلور رنگی ایران جلدهای ۲۰-۱ (Ghahreman، ۱۹۹۴-۱۹۹۰)، فلور ایران جلدهای ۷۲-۱ (Assadi، ۲۰۱۶-۱۹۸۸)، فلور ترکیه جلدهای ۹-۱ (Davis، ۱۹۶۵)، فلور عراق جلدهای ۹-۱ (Townsend و همکاران، ۱۹۸۵-۱۹۶۶) شناسایی شدند.



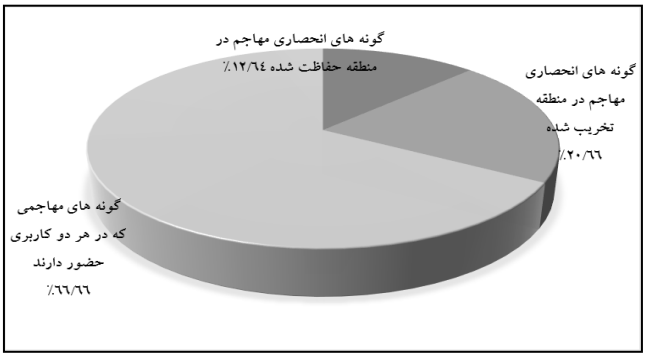
شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه و قطعات نمونه مورد استفاده در این پژوهش به‌منظور برداشت پوشش درختی و علفی، ۱) جنگل حفاظت شده و ۲) جنگل تخریب شده

شکل زیستی گیاهان بر اساس روش رانکایر (Raunkiaer، ۱۹۳۴) و تعیین کوروتیپ آن‌ها بر اساس روش تقسیم‌بندی نواحی رویشی ایران انجام شد (Zohary، ۱۹۷۳؛ Takhtjan، ۱۹۸۶؛ White و Leanard، ۱۹۹۹). پس از شناسایی تاکسون‌های شناسایی شده در منطقه مورد مطالعه، به‌منظور بررسی اثر آشفتگی در حضور گونه‌های مهاجم و فرصت‌طلب، ضریب محافظه‌کاری گونه‌های گیاهی شناسایی شده، تعیین شد. طبق دستورالعمل، گونه‌هایی که بردباری خیلی کمی در برابر آشفتگی‌ها دارند و در رویشگاه‌های دست‌نخورده‌تر مشاهده می‌شوند، ضریب محافظه‌کاری بیشتری دارند و گونه‌هایی که نسبت به آشفتگی‌ها بردبار هستند و تقریباً در هر نوع رویشگاهی دیده می‌شوند، ضریب

محافظه‌کاری کمتری می‌گیرند. در این روش، به گونه-های گیاهی هرز غیربومی ضریبی اختصاص داده نمی‌شود. با استفاده از فهرست ضرایب محافظه‌کاری گونه‌های گیاهی زاگرس مرکزی، ضرایب محافظه‌کاری (از صفر تا ۱۰) برای تمامی گونه‌های گیاهی تعیین شد (Mirazadi و همکاران، ۲۰۱۷) و گونه‌های مهاجم شناسایی شد. بر اساس دستورالعمل تهیه شده، این ضریب‌ها به شرح زیر هستند. ضریب محافظه‌کاری ۳-۱ به گونه‌های گیاهی با دامنه بردباری اکولوژیکی وسیع، سازگار به آشفتگی‌ها، فرصت‌طلب بعد از وقوع آشفتگی (در اغلب کاربری‌های جنگلی مشاهده می‌شود) اطلاق می‌شود. ضریب محافظه‌کاری ۶-۴ به گونه‌هایی با دامنه بردباری اکولوژیکی متوسط که در جوامع گیاهی خاصی دیده می‌شوند، دارای سازگاری متوسطی به آشفتگی (در مناطق کمتر دست‌نخورده بیشتر مشاهده می‌شوند) گفته می‌شود. ضریب محافظه‌کاری ۸-۷ به گونه‌هایی با دامنه بردباری اکولوژیکی محدود که با سطوح پیشرفته توالی در ارتباط‌اند (تا حدودی گونه‌های گیاهی غالب در جنگل‌ها هستند) گفته می‌شود و در نهایت ضریب محافظه‌کاری ۱۰-۹ به گونه‌هایی با پایبندی بالا به شرایط اکولوژیکی مشخص که حساسیت خیلی زیادی در برابر آشفتگی‌ها از خود نشان می‌دهند (این گونه‌ها را می‌توان معرف جنگل‌های طبیعی دانست) تعلق می‌گیرد (Mirazadi و همکاران، ۲۰۱۷؛ Andreas و همکاران، ۲۰۰۴؛ Taft و همکاران، ۲۰۰۴؛ Bernthal، ۲۰۰۳). برای مطالعه تنوع گونه‌ای در دو منطقه از شاخص‌های غنای کل، مارگالف، غلبه سیمپسون، شاخص یکنواختی پیلو، تنوع سیمپسون و شانون-وینر با استفاده از نرم‌افزار تخصصی PAST استفاده شد. ابتدا نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرونوف مورد بررسی قرار گرفت. سپس، با استفاده از آزمون t مستقل به مقایسه شاخص‌های تنوع زیستی و بررسی تأثیر عوامل محیطی و آشفتگی بر ترکیب گیاهی پرداخته شد. تجزیه و تحلیل‌های آماری این پژوهش با استفاده از SPSS ver. 16 انجام گرفت. سپس، به‌منظور بررسی روابط بین گونه‌های گیاهی با برخی متغیرهای محیطی، از تحلیل تطبیقی قوس‌گیری شده (DCA) و تحلیل تطبیقی متعارفی (CCA) استفاده شد. مهمترین مؤلفه‌های محیطی مؤثر بر تفکیک جوامع گیاهی در هر منطقه نیز از طریق تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) مشخص شد. انجام این محاسبات و تحلیل گونه‌های شاخص دو جنگل مورد مطالعه به کمک نرم‌افزار PC Ord ver. 4.17 صورت پذیرفت.

نتایج و بحث

بررسی فلور و گونه‌های مهاجم: پس از نمونه‌برداری در دو جامعه جنگلی تعداد ۱۴۹ گونه گیاهی شناسایی شد. از لحاظ شکل زیستی، مطابق با روش رانکایر گیاهان تروفیت با ۶۲/۵ درصد، همی‌کریپتوفیت‌ها با ۱۷/۴۸ درصد و کریپتوفیت‌ها با ۱۰/۹ درصد فراوان‌ترین اشکال زیستی منطقه را تشکیل می‌دهند. سپس، بر اساس دستورالعمل روش ضریب محافظه-کاری، گونه‌های مهاجم که در طبقه یک (ضریب محافظه‌کاری بین ۳-۱) قرار می‌گیرند، مشخص شد (جدول ۱). نتایج ضریب محافظه‌کاری نشان داد که جامعه جنگلی تخریب شده نسبت به جامعه حفاظت شده دارای گونه‌های مهاجم بیشتری است (شکل ۲).



شکل ۲- درصد فراوانی گونه‌های مهاجم در جوامع جنگلی مورد مطالعه

جدول ۱- اسامی گونه‌های مهاجم شناسایی شده بر اساس ضریب محافظه کاری در دو جنگل حفاظت شده و تخریب شده

ردیف	نام گونه	خانواده	کاربری حفاظت شده	کاربری تخریب شده	دو کاربری	شکل زیستی	کوروتیپ	ضریب محافظه‌کاری
۱	*Anagallis arvensis* L.	Primulaceae	❊			Th	Cosm	۱
۲	*Acinos graveolens* (M. B.) Link.	Lamiaceae	❊			Th	ES, Med, IT	۳
۳	*Alyssum desertorum* Stapf	Alliaceae	❊			Th	Cosm	۲
۴	*Alyssum stapfii* Vierh.	Alliaceae			*	Th	IT	۲
۵	*Arenaria leptoclados* Boiss.	Caryophyllaceae	❊			He	ES, IT	۲
۶	*Asperula arvensis* L.	Rubiaceae		❊		Th	ES, Med, IT	۲
۷	*Avena fatua* L.	Poaceae		*		Th	PI	۲
۸	*Biscutella didyma* L.	Brassicaceae		❊		Th	IT	۳
۹	*Boissiera squarrosa* (Banks & Sol.) Eig	Poaceae		❊		Th	IT	۲
۱۰	*Bromus danthoniae* Trin. ex C.A.Mey.	Poaceae			*	Th	IT	۳
۱۱	*Bromus japonicus* Thunb.	Poaceae			*	Th	Pl	۲
۱۲	*Bromus sericeus* Drobow	Poaceae			*	Th	IT	۲
۱۳	*Callipeltis cucullaris* (L.) DC.	Rubiaceae			*	Th	IT	۲
۱۴	*Cardaria draba* (L.) Desv.	Brassicaceae		❊		He	Cosm	۱
۱۵	*Carduus arabicus* Jacq. & Morray	Brassicaceae		❊		Th	Med, ES	۲
۱۶	*Carthamus glaucus* M.B. ssp. glaucus	Asphodelaceae		❊		Th	IT	۱
۱۷	*Carthamus lanatus* L. ssp. turkestanicus (M.Pop.)Hanelt	Asphodelaceae			*	Th	IT	۲
۱۸	*Carthamus oxyacantha* M. B.	Asphodelaceae		❊		Th	IT, SS, ES	۱
۱۹	*Centaurea solstitialis* L.	Brassicaceae			*	Th	Med, IT	۲
۲۰	*Cephalaria syriaca* (L.) Schrad.	Dipsaceae	❊			Th	Med, IT	۳
۲۱	*Cerastium dichotomum* L.	Caryophyllaceae	❊			Th	ES, Med, IT	۲
۲۲	*Ceratocephala falcata* (L.) Pers.	Ranunculaceae			*	Th		۱
۲۳	*Chardinia orientalis* (L.) O. Kuntze	Asteraceae			*	Th	Th	۳
۲۴	*Clypeola aspera* (Graver) Turrill	Brassicaceae		❊		Th	IT,SS	۲
۲۵	*Clypeola jonthlaspi* L.	Brassicaceae			*	Th	Th	۲
۲۶	*Coronilla scorpioides* (L.) Koch	Fabaceae			*	Th	Med, IT	۳
۲۷	*Crepis kotschyana* (Boiss.) Boiss.	Asteraceae			❊	Th	IT	۳
۲۸	*Crupina crupinastrum* **(Moris) Vis.**	Asteraceae			❊	Th	Med, IT	۲
۲۹	*Dactylis glomerata* L.	Poaceae			*	He	ES, Med, IT	۳
۳۰	*Echinaria capitata* (L.) Desf.	Poaceae			*	Th	Med, IT	۳
۳۱	*Echinops orientalis* Trautv.	Asteraceae			*	He	IT	۳
۳۲	*Erodium cicutarium* (L.) L'Her. ex Aiton	Geraniaceae		❊		Th	ES, Med, IT	۲
۳۳	*Festuca ovina* L.	Poaceae			*	He	Med, IT	۳
۳۴	*Filago pyramidata* L.	Asteraceae			❊	Th	ES, Med, IT	۲
۳۵	*Galium aparine* L.	Rubiaceae			❊	Th	ES, Med, IT	۲

ادامه جدول ۱- اسامی گونه‌های مهاجم شناسایی شده بر اساس ضریب محافظه کاری در دو جنگل حفاظت شده و تخریب شده

ردیف	نام گونه	خانواده	کاربری حفاظت شده	کاربری تخریب شده	دو کاربری	شکل زیستی	کوروتیپ	ضریب محافظه‌کاری
۳۶	*Galium setaceum* Lam.	Rubiaceae			❊	Th	IT	۳
۳۷	*Garhadiolus angulosus* Jaub. & Spach	Asteraceae			*	Th	Med, IT	۲
۳۸	*Geranium tuberosum* L.	Geraniaceae			❊	Cr	ES, Med, IT	۳
۳۹	*Gladiolus segetum* Ker.-Gawl.	Iridaceae			❊	Cr	Med, IT	۳
۴۰	*Helianthemum ledifolium* (L.) Mill.	Cistaceae			❊	Th	IT	۳
۴۱	*Heteranthelium piliferum* Hochst. ex Jaub. & Spach	Poaceae			❊	Th	Med, IT	۲
۴۲	*Hippocrepis unisiliquosa* L.	Fabaceae			❊	Th	IT	۳
۴۳	*Holosteum umbellatum* L.	Caryophyllaceae			❊	Th	Med, IT	۲
۴۴	*Hordeum bulbosum* L.	Poaceae			*	Cr	Med, IT	۳
۴۵	*Ixiolirion tataricum* (Pall.) Herb. & Traub	Amaryllidaceae		❊		Th	ES, Med, IT	۲
۴۶	*Lactuca scarioloides* Boiss.	Asteraceae			*	He	IT	۲
۴۷	*Lallemantia iberica* Fisch. & C.A.Mey.	Lamiaceae	❊			Th	ES, Med, IT	۳
۴۸	*Lamium amplexicaule* L.	Lamiaceae			*	Th	Cosm	۲
۴۹	*Lappula barbata* Gurke	Boraginaceae		❊		Th	IT	۳
۵۰	*Lathyrus inconspicuus* L.	Fabaceae			❊	Th	Med, IT	۳
۵۱	*Medicago radiata* L.	Fabaceae			❊	Th	Med, IT	۳
۵۲	*Medicago rigidula* (L.) All.	Fabaceae		❊		Th	IT	۳
۵۳	*Muscari comosum* (L.) Mill.	Liliaceae			*	Cr	Med, IT	۳
۵۴	*Nardurus subulatus* (Banks & Soland.) Bor	Poaceae			*	Th	IT	۳
۵۵	*Nigella oxypetala* Boiss.	Ranunculaceae		❊		Th	Med, IT	۳
۵۶	*Picnomon acarna* (L.) Cass.	Asteraceae			*	He	Med, IT	۲
۵۷	*Pimpinella barbata* Boiss.	Apiaceae			*	Th	IT-SS	۳
۵۸	*Poa annua* L.	Poaceae			*	Cr	Med, IT	۱
۵۹	*Ranunculus arvensis* L.	Ranunculaceae			*	Th	Med, IT	۲
۶۰	*Ranunculus falcatus* L.	Ranunculaceae		❊		Th	Med, IT	۲
۶۱	*Ranunculus oxyspermus* Willd.	Ranunculaceae			*	Cr	IT	۳
۶۲	*Rhagadiolus stellatus* Scop.	Asphodelaceae	❊			Th	Med	۳
۶۳	*Rochelia disperma* (L.) Wettst.	Boraginaceae	❊			Th	IT	۲
۶۴	*Sanguisorba minor* Bertol.	Rosaceae			*	He	ES, Med, IT	۳
۶۵	*Scandix pecten-veneris* L.	Apiaceae			*	Th	ES, Med, IT	۲
۶۶	*Scariola orientalis* (Boiss.) Soják	Asteraceae	❊			Ch	Med, IT	۲
۶۷	*Scleranthus orientalis* Rossler	Caryophyllaceae		❊		Th	IT	۳
۶۸	*Senecio gallicus* Vill.	Asteraceae			*	Th	IT	۲
۶۹	*Sherardia arvensis* L.	Rubiaceae			*	Th	Med	۲
۷۰	*Silene conoidea* L.	Caryophyllaceae	❊			Th	Med, IT	۲
۷۱	*Silene viscosa* (L.) Pers.	Caryophyllaceae			*	He	Med, IT	۲
۷۲	*Taeniatherum crinitum* (Schreb.) Nevski	Poaceae			*	Th	ES, Med, IT	۲

ادامه جدول ۱- اسامی گونه‌های مهاجم شناسایی شده بر اساس ضریب محافظه کاری در دو جنگل حفاظت شده و تخریب شده

ردیف	نام گونه	خانواده	کاربری حفاظت شده	کاربری تخریب شده	دو کاربری	شکل زیستی	کوروتیپ	ضریب محافظه‌کاری
۷۳	*Teucrium polium* L.	Lamiaceae			*	Ch	Med, IT	۲
۷۴	*Thlaspi arvense* L.	Brassicaceae		❊		Th	IT, ES	۲
۷۵	*Thlaspi perfoliatum* L.	Brassicaceae			*	Th	ES, Med, IT	۲
۷۶	*Torilis leptophylla Rchb.f.*	Apiaceae			*	Th	ES, Med, IT	۳
۷۷	*Trachynia distachya (L.) Link*	Poaceae			*	Th	Med, IT, SS	۲
۷۸	*Trifolium campestre Schreb.*	Fabaceae		❊		Th	IT	۲
۷۹	*Trifolium stellatum L.*	Fabaceae			*	Th	Med	۳
۸۰	*Trigonella monspeliaca L.*	Fabaceae			*	Th	Med	۳
۸۱	*Turgenia latifolia* Hoffm.	Apiaceae			*	Th	ES, Med, IT	۲
۸۲	*Valerianella vesicaria* (L.) Moench	Valerianaceae			*	Th	ES, IT	۲
۸۳	*Velezia rigida* L.	Caryophyllaceae			*	Th	ES, Med, IT	۲
۸۴	*Vicia amphicarpa* Dorthes	Fabaceae			*	Th	ES, Med, IT	۲
۸۵	*Vulpia ciliata Link.*	Poaceae			*	Th	ES, Med, IT	۳
۸۶	*Ziziphora capitata* L.	Lamiaceae			*	Th	Med, IT	۳
۸۷	*Zoegea leptaurea* L.	Asteraceae			❊	Th	IT	۲

Th: تروفیت، Ch: کامفیت، Ph: فانروفیت، Cr: کریپتوفیت‌ها، He: همی کریپتوفیت، Ge: ژئوفیت (Raunkaier، ۱۹۳۴).IT : ایرانی- تورانی، Med: مدیترانه‌ای، ES: اروپا- سیبری، Cosm: جهان وطنی، Plur: چند ناحیه‌ای، SS: صحارا- سندی، Cult: زراعی (Rechinger، ۲۰۱۲)

به‌منظور تعیین گونه‌های شاخص در هر جامعه جنگلی از تحلیل گونه‌های شاخص استفاده شد. نتایج آزمون مونت‌کارلو نشان داد که در دو منطقه جنگلی مورد مطالعه ۱۶ گونه شاخص با ارزش عددی $P<۰/۰۵$ وجود دارد (جدول ۲).

جدول ۲- گونه‌های شاخص شناسایی‌شده در جوامع جنگلی مورد مطالعه

گونه معرف جامعه جنگلی حفاظت شده	ضریب محافظه‌کاری	شاخص	P
Scorzonera calyculata	۴	۵۱/۸	۰/۰۰۱
Acinos graveolens.	۳	۵۰	۰/۰۰۱
Bromus danthoniae	۳	۵۸/۸	۰/۰۱۵
Bromus sericeus	۲	۳۸/۶	۰/۰۰۶
Bunium luristanicum	۹	۳۳/۳	۰/۰۰۵
Euphorbia phymatosperma	۴	۳۷/۲	۰/۰۲
Echinaria capitata	۳	۳۵/۹	۰/۰۰۵
Galium setaceum.	۳	۴۱/۳	۰/۰۰۷
Geranium tuberosum	۳	۴۱/۸	۰/۰۲
Linaria chalepensis	۴	۲۰/۸	۰/۰۴
Lathyrus inconspicuus	۳	۳۵/۹	۰/۰۱۶
Muscari comosum.	۳	۱۳/۸	۰/۰۳۶
Asperula arvensis	۲	۲۵	۰/۰۲
Aegilops cylindrica	۴	۶۵/۲	۰/۰۰۱
Scabiosa olivieri	۸	۳۰/۶	۰/۰۴
Torilis leptophylla	۳	۵۶/۳	۰/۰۱۴

P معنی‌دار بودن مقادیر به‌دست آمده با استفاده از آزمون مونت‌کارلو و ۱۰۰۰ جایگشت تصادفی را نشان می‌دهد.

بر اساس نتایج، از مجموع ۱۴۹ گونه گیاهی شناسایی شده، تنها ۵۴ گونه دارای دامنه بردباری اکولوژیکی متوسط تا خیلی حساس در برابر آشفتگی‌ها بوده، پایبندی بالایی به تمامیت رویشگاه‌ها دارند. در جامعه جنگلی تخریب شده به‌علت فشارهای زیاد ناشی از وقوع آشفتگی‌های مختلف طبیعی و انسانی، گونه‌های مهاجم و فرصت‌طلب در رقابت با گونه‌های بومی و حساس به آشفتگی، موفق‌تر عمل کرده و حضور بیشتری در عرصه دارند. چرای دام در این جامعه جنگلی منجر به کوبیدگی خاک منطقه شده، زمینه را برای حضور گونه‌های مهاجم سازگار به کوبیدگی خاک فراهم کرده است، غیر خوش‌خوراک بودن و پراکنش بذر گیاهان مهاجم به‌وسیله دام نیز سبب فراوانی هر چه بیشتر این گونه‌ها شده است. این نتیجه با نتایج مطالعه Mirazadi و همکاران (۲۰۱۷) در کاربری حفاظت شده شینه قلائی نیز هم‌راستا است.

از طرف دیگر، حضور گونه‌های بومی و انحصاری بیشتر در جامعه جنگلی حفاظت شده، گویای این مدعاست که برنامه‌های حفاظتی به واسطه حذف چرای دام و کاهش دخالت‌های انسانی موجب فراهم کردن شرایط رویشی و محیطی مطلوب‌تر در این جامعه شده است. حضور گونه‌های مهاجمی چون *Bromus danthoniae*، *Holosteum umbellatum*، *Turgenia latifolia*، *Hoffm. Valerianella vesicaria*، *Picnomon acarna*، *Ranunculus oxyspermus*، *Taeniatherum crinitum* و *Ceratocephala falcata* در هر دو جامعه مورد مطالعه نشان از این واقعیت دارد که این گونه‌های فرصت‌طلب از آشفتگی‌های ایجاد شده در جنگل که در سنوات متمادی بر آن حاکم بوده بهره جسته‌اند و جمعیت خود را به‌سرعت افزایش داده، ترکیب جامعه گیاهی را دچار تغییراتی کرده‌اند. Mirdavoudi و همکاران (۲۰۱۴) نیز در مطالعه خود حضور اغلب گونه‌های مهاجم ذکر شده را در طبقه آشفتگی چرای دام در جنگل‌های بلوط ایرانی بیان داشتند.

با توجه به مدت زمان اعمال برنامه‌های حفاظتی (۲۰ سال) حضور گونه‌های مهاجم در جامعه حفاظت شده را می‌توان به وجود بانک بذر در این جامعه نسبت داد. بنابراین، احتمال رویش این گونه‌ها از ذخیره بذر موجود در عرصه وجود خواهد داشت. با توجه به دیرزیستی بذر بسیاری از گونه‌های علفی، برای ایجاد تغییر در بانک بذر یک منطقه به مدت زمانی بیشتر از ۲۰ سال نیاز است.

همچنین، گونه‌هایی همچون *Bunium luristanicum* و *Astragalus angustiflorus* که در جنگل حفاظت شده مشاهده شدند، به‌ترتیب دارای ضرایب محافظه‌کاری نه و ۱۰ بوده، در طبقه چهارم ضریب محافظه‌کاری قرار دارند. بر اساس نتایج حاصل از تحلیل گونه‌های شاخص گونه *Bunium luristanicum* به‌عنوان گونه شاخص جنگل حفاظت شده معرفی شد. این‌گونه از گونه‌های اندمیک استان است که در برابر آشفتگی‌ها حساسیت بالایی داشته، از محافظه‌کارترین گونه‌های شناسایی شده در منطقه شینه قلایی است. بنابراین، می‌توان آن را به‌عنوان معرف جنگل‌های کمتر دست‌خورده در زاگرس میانی معرفی کرد.

مقایسه تنوع گیاهی دو منطقه: مقایسه شاخص‌های تنوع در دو جامعه مورد مطالعه بر اساس آزمون t مستقل نشان داد که بین جوامع جنگلی از نظر غنای کل و شاخص‌های تنوع شانون-وینر و غنای مارگالف اختلاف معنی‌داری وجود دارد ($P<0/05$) و میزان شاخص‌های مذکور در جامعه جنگلی حفاظت شده بیشتر از تخریب شده می‌باشد (جدول ۳). اگرچه این جوامع جنگلی، فاقد اختلاف معنی‌دار در سایر شاخص‌های محاسبه شده بودند، اما در جامعه جنگلی حفاظت شده، نسبت به جامعه تخریب شده، مقادیر تمام شاخص‌ها به استثنای غلبه سیمپسون، بیشتر است. با توجه به این‌که متراکم بودن تاج پوشش در این جامعه موجب فراهم کردن شرایط رطوبتی مطلوب، افزایش نفوذ باران، کاهش فرسایش آبی و هدررفت عناصر غذایی خاک می‌شود (Dosskey و همکاران ۲۰۱۰)، در نتیجه، شرایط مساعدی برای حضور گونه‌ها فراهم کرده است که بر اساس آن افزایش شاخص‌های تنوع از جمله غنای گونه‌ای قابل

توجیه است. در جنگل‌های شاخه زاد پراکنده‌ای چون زاگرس، هر اندازه میزان تاج پوشش بیشتر باشد، بدین معناست که شرایط لازم برای رشد و نمو پوشش گیاهی فراهم است.

جدول ۳- نتایج مقایسه میانگین و اشتباه از معیار شاخص‌های تنوع در جوامع جنگلی مورد مطالعه

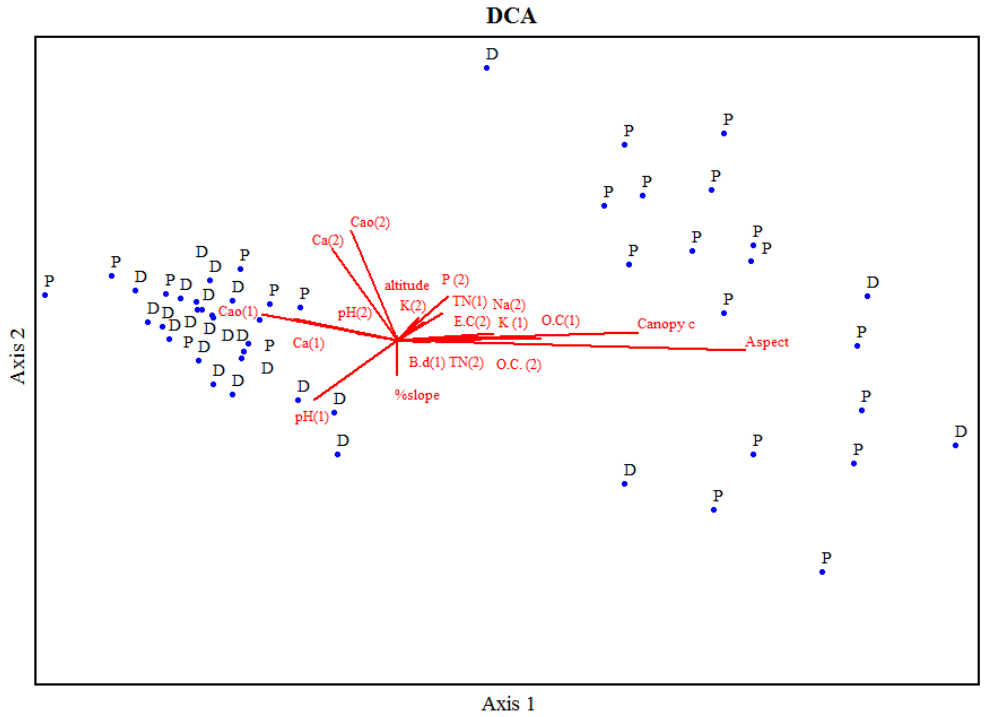
شاخص	جامعه جنگلی تخریب‌شده	جامعه جنگلی حفاظت‌شده	sig
غنای کل	۵/۵±۰/۳	۶/۸۷±۰/۴	۰/۰۱*
غلبه سیمپسون	۰/۳۸±۰/۰۳	۰/۳۱±۰/۰۳	۱/۳ns
تنوع شانون-وینر	۱/۲۸±۰/۰۶	۱/۵۳±۰/۰۸	۰/۰۲*
تنوع سیمپسون	۰/۶۱±۰/۰۳	۰/۶۸±۰/۰۳	۰/۱۳ns
یکنواختی پیلو	۰/۷۱±۰/۰۳	۰/۷۳±۰/۰۳	۰/۶۱ns
غنای مارگالف	۱/۳۲±۰/۱	۱/۸۸±۰/۱	۰/۰۴*

* معنی‌دار در سطح پنج درصد و ns بدون اختلاف معنی‌دار

از طرف دیگر، حفاظت و قرق طی ۲۰ سال موجب کاهش تخریب و کوبیدگی خاک، جلوگیری از چرا و سرچرشدن درختچه‌ها و پوشش خشبی و در نتیجه افزایش اشکوب‌بندی جنگل و حضور گونه‌های گیاهی زیادی در زیر سایه بوته‌ها و گونه‌های خشبی می‌شود. نتایج مطالعه Camping و همکاران (۲۰۰۲) نشان داد که خاک‌های زیر درختان بلوط در مقایسه با مناطق باز دارای حاصلخیزی و مواد غذایی بیشتری هستند. نتیجه مطالعه Salehzadeh و همکاران (۲۰۱۷) نیز نشان داد که بیشترین و کمترین مقادیر شاخص‌های تنوع و غنای گونه‌ای به‌ترتیب متعلق به مناطق کمتر دست‌خورده و مناطق با تخریب شدید بانه است. همچنین، یافته‌های Mensing و همکاران (۱۹۹۸)، Onaindia و همکاران (۲۰۰۴)، Mishra و همکاران (۲۰۰۴)، Zida و همکاران (۲۰۰۷)، Angasa و همکاران (۲۰۱۰)، Momenipour (۲۰۰۳)، Mahmoudi (۲۰۰۸)، Mirdavoudi و همکاران (۲۰۱۴) و Salarian و همکاران (۲۰۱۴) مشابه نتایج به‌دست‌آمده از این پژوهش است. از طرف دیگر، با نتایج مطالعات Mirazadi (۱۳۹۵) و Peltzer و همکاران (۲۰۰۰) در تضاد می‌باشد که افزایش شاخص‌های تنوع در اثر آشفتگی را گزارش دادند. چرای دام و فعالیت‌های کشاورزی با تخریب پوشش گیاهی موجب فرسایش خاک و عدم بازگشت بقایای گیاهی به خاک و در نتیجه کاهش مواد غذایی خاک می‌شود که با تغییر ظرفیت رطوبتی و دمایی خاک و تأثیر بر فعالیت میکروبی (Momeni و همکاران، ۲۰۰۸) در درازمدت خود باعث کاهش مقدار پوشش گیاهی در خاک‌های جنگلی و تهدید کیفیت فلوریستیک آن‌ها می‌شود.

رسته‌بندی پوشش گیاهی و تحلیل مؤلفه‌های اصلی: برای ادامه تجزیه و تحلیل‌ها گونه‌های مهاجم که تقریباً به تمام آشفتگی‌ها بردبار و معمولاً در هر نوع رویشگاهی دیده می‌شوند، از فهرست گونه‌های گیاهی حذف شدند (Nichols و همکاران، ۲۰۰۶؛ Swink و Wilhelm، ۱۹۹۴) و محاسبات رج‌بندی با ۵۴ گونه بومی زاگرس میانی که دارای دامنه بردباری اکولوژیکی متوسط تا خیلی حساس در برابر آشفتگی‌ها هستند (به‌عبارتی دارای پایبندی بالا به تمامیت رویشگاه) انجام گرفت. سپس، به‌منظور تعیین نوع روش رسته‌بندی ابتدا با استفاده از روش تحلیل قوس‌گیری‌شده یا DCA (AnalysisDetrended Correspondence) رسته‌بندی انجام شد. با توجه به طول گرادیان که بیشتر از سه و برابر با ۴/۲ است از روش تحلیل تطبیقی متعارف یا CCA (Canonical Correspondence Analysis) استفاده شد. نتایج تحلیل DCA نشان داد که اولین محور دارای بالاترین مقدار ارزش ویژه (۰/۷۹) است. مقدار ویژه برای محور دوم ۰/۴۶ محاسبه شد، از آن‌جا که بیشترین تغییرات پوشش گیاهی به‌وسیله این دو محور بیان می‌شود، بنابراین، برای نشان دادن ویژگی‌های اکولوژیکی جوامع گیاهی و پراکنش قطعات نمونه بر اساس تشابه گونه‌ای از آن‌ها استفاده شد. شکل ۳، محورهای حاصل از رسته‌بندی DCA را نمایش می‌دهد. برای

تعیین ماهیت اکولوژیک محورها از همبستگی پیرسون بین ارزش قطعات نمونه در دو محور با متغیرهای محیطی متناظر با هر قطعه نمونه (خصوصیات خاک و شرایط فیزیوگرافی) استفاده شد (جدول ۴).



شکل ۳- نتایج رج‌بندی واحدهای نمونه‌برداری بر اساس متغیرهای محیطی با استفاده از محورهای DCA (P: جامعه جنگلی حفاظت شده و D: جامعه جنگلی تخریب شده)

بر اساس نتایج محور اول با اسیدیته و آهک فعال در عمق اول خاک و کلسیم عمق اول و دوم همبستگی منفی معنی‌دار دارد. همین محور با پتاسیم و کربن آلی عمق اول و سدیم، فسفر، کربن آلی و هدایت الکتریکی عمق دوم، جهت و تاج پوشش همبستگی مثبت معنی‌داری را نشان می‌دهد. محور دوم نیز با مقادیر آهک و کلسیم عمق دوم همبستگی مثبت معنی‌داری دارد. از آن‌جا که بیشترین مقادیر همبستگی با محور اول به جهت شیب، تاج پوشش، کربن و فسفر متعلق است، می‌توان گفت که این محور بیانگر تغییرات تاج پوشش، جهت و حاصل‌خیزی خاک است. از طرف دیگر، محور دوم نمایانگر بافت خاک و تغییرات مقادیر آهک و کلسیم است.

تغییر جهت شیب همبستگی مثبت زیادی با محور اول داشته و از آن‌جا که بر اساس رابطه (۱) جهت‌های شمالی دارای ارزش زیاد و جهت‌های جنوبی دارای ارزش کم هستند، سمت راست محور نشان‌دهنده جهت شمالی و سمت چپ نشان‌دهنده جهت جنوبی است.

با توجه به نتایج جدول ۴ و شکل ۳، در سمت راست محور اول DCA عمدتاً قطعات نمونه برداشت شده در جامعه جنگلی حفاظت شده مشاهده می‌شود. این کاربری در شیب‌های شمالی با تاج پوشش زیاد پراکنش داشته، در خاک‌های حاصل‌خیز که مقادیر کربن آلی و فسفر بیشتری دارند، حضور دارد. همچنین، کاربری حفاظت شده با مقادیر پتاسیم، سدیم و هدایت الکتریکی خاک همبستگی مثبت نشان می‌دهد. در سمت چپ محور اول قطعات نمونه برداشت شده در جامعه جنگلی تخریب شده دیده می‌شود. این قطعات نمونه با مقادیر آهک و کلسیم همبستگی زیادی داشته، در شیب‌های جنوبی و مکان‌هایی که در اثر تخریب تاج پوشش کمتری دارند، حضور دارند (شکل ۳).

به‌منظور بررسی مستقیم آن قسمت از تغییرات که

به‌وسیله متغیرهای محیطی اندازه‌گیری شده توجیه می‌شود، از روش رسته‌بندی CCA استفاده شد. محورهای اول و دوم رسته‌بندی به‌علت دارا بودن بیشترین ارزش ویژه (به‌ترتیب با ۰/۷ و ۰/۵۲) برای نمایش نتایج انتخاب شدند. ماهیت اکولوژیکی این دو محور به‌صورت مستقیم و از طریق همبستگی پیرسون بین ارزش عددی واحدهای نمونه‌برداری شده با متغیرهای محیطی متناظر مشخص شد (جدول ۵). بر اساس نتایج محور اول با مقادیر کلسیم هر دو عمق، آهک و اسیدیته عمق اول همبستگی منفی معنی‌دار دارد. همچنین، این محور با جهت شیب، تاج پوشش، نیتروژن، پتاسیم، کربن آلی عمق اول و با سدیم، فسفر، کربن آلی و هدایت الکتریکی عمق دوم همبستگی مثبت معنی‌داری دارد. محور دوم نیز با مقادیر کلسیم، آهک و هدایت الکتریکی عمق دوم همبستگی منفی معنی‌داری را نشان می‌دهد. لذا، محور اول نشان‌دهنده تغییرات جهت، تاج پوشش و حاصل‌خیزی خاک است. نتایج همبستگی بین محورهای حاصل از رسته‌بندی CCA و DCA نشان می‌دهد که محور اول حاصل از هر دو رسته‌بندی دارای همبستگی مثبت معنی‌دار زیادی می‌باشند که مؤید این مطلب است که تغییرات موجود در ترکیب پوشش گیاهی دو جامعه متأثر از تاج پوشش درختان، حاصل‌خیزی خاک و جهت شیب دامنه هستند.

جدول ۴- نتایج همبستگی پیرسون بین ارزش عددی واحدهای نمونه‌برداری شده با متغیرهای محیطی متناظر در محورهای DCA

متغیرهای ادافیکی عمق اول خاک (۰-۱۰cm)														
محور	وزن مخصوص ظاهری	سدیم (٪)	کلسیم ($meqlit^{-1}$)	هدایت الکتریکی (dsm^{-1})	pH	کربن آلی (٪)	آهک فعال	پتاسیم ($Mgkg^{-1}$)	نیتروژن کل (٪)	شن (٪)	سیلت (٪)	رس (٪)	فسفر (٪)
اول	۰/۰۱	۰/۱۳	-۰/۴۲**	۰/۱	-۰/۳۷**	۰/۴۹**	-۰/۴۸**	۰/۳**	۰/۲۷	-۰/۰۵	۰/۰۱	۰/۰۵	-۰/۰۳
دوم	-۰/۲۳	۰/۰۶	۰/۱۹	۰/۰۹	-۰/۳۲*	۰/۰۷	۰/۲۱	۰/۱	۰/۲۱	-۰/۲۱	۰/۰۸	۰/۲	۰/۰۷
متغیرهای ادافیکی عمق دوم خاک (۱۰-۳۰cm)														
محور	وزن مخصوص ظاهری	سدیم (٪)	کلسیم ($meqlit^{-1}$)	هدایت الکتریکی (dsm^{-1})	pH	کربن آلی (٪)	آهک فعال	پتاسیم ($Mgkg^{-1}$)	نیتروژن کل (٪)	شن (٪)	سیلت (٪)	رس (٪)	فسفر (٪)
اول	-۰/۱۷	۰/۳۸**	-۰/۳۳*	۰/۳۸**	-۰/۲۶	۰/۳۱*	-۰/۲۸	۰/۲۱	۰/۲۳	-۰/۰۱	-۰/۰۲	۰/۰۳۶	۰/۴۲**
دوم	-۰/۱۳	-۰/۱۱	۰/۳۹**	۰/۰۸	۰/۱۲	-۰/۰۵	۰/۴۳**	۰/۱۸	-۰/۰۷	-۰/۱۹	۰/۰۳	۰/۱۶	۰/۲۷
عوامل محیطی														
محور	تاج پوشش (٪)			شیب (٪)			جهت جغرافیایی (-)					ارتفاع از سطح دریا (m)		
اول	۰/۶۳**			۰/۰۱			۰/۷۶**					۰/۱۹		
دوم	۰/۱۲			-۰/۲۴			-۰/۱۳					۰/۲		

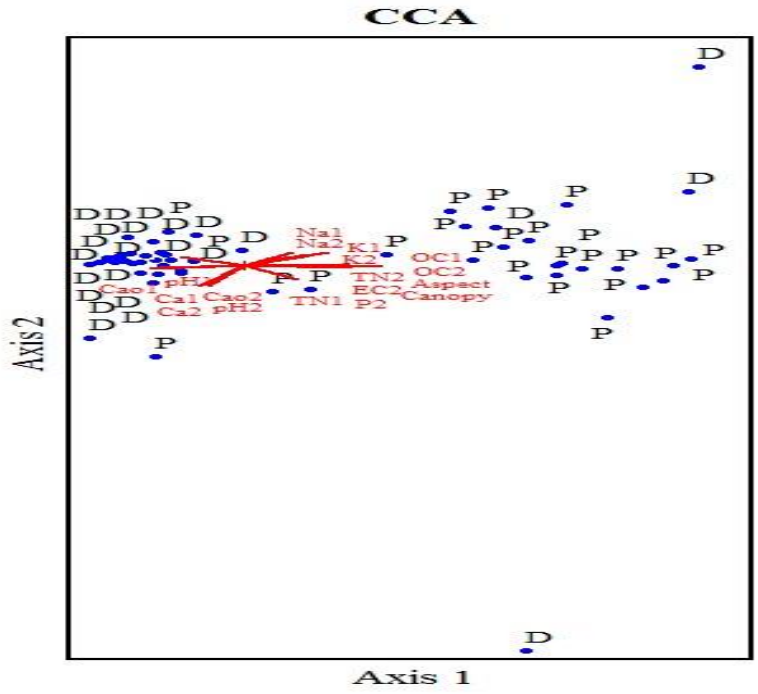
** همبستگی معنی‌دار در سطح یک درصد و * همبستگی معنی‌دار در سطح پنج درصد

جدول ۵- نتایج همبستگی پیرسون بین ارزش عددی واحدهای نمونه‌برداری شده با متغیرهای محیطی متناظر در محورهای CCA

متغیرهای ادافیکی عمق اول خاک (۰-۱۰cm)														
محور	وزن مخصوص ظاهری	سدیم (٪)	فسفر (٪)	کلسیم ($meqlit^{-1}$)	هدایت الکتریکی (dsm^{-1})	pH	کربن آلی (٪)	پتاسیم ($Mgkg^{-1}$)	نیتروژن کل (٪)	شن (٪)	سیلت (٪)	رس (٪)	آهک فعال
اول	-۰/۰۱	۰/۱۹	۰/۰۳	-۰/۴۱**	۰/۱۷	-۰/۴۱**	۰/۵**	۰/۴۲**	۰/۳۲*	-۰/۰۶	۰/۰۳	۰/۰۶	۰-/۴۸**
دوم	۰/۰۹	۰/۱۹	۰/۰۱	-۰/۰۸	۰/۰۹	۰/۰۶	۰/۰۷	۰/۱۹	۰/۰۱	۰/۰۸	-۰/۱۱	-۰/۰۷	-۰/۱
متغیرهای ادافیکی عمق دوم خاک (۱۰-۳۰cm)														
محور	وزن مخصوص ظاهری	سدیم (٪)	فسفر (٪)	کلسیم ($meqlit^{-1}$)	هدایت الکتریکی (dsm^{-1})	pH	کربن آلی (٪)	پتاسیم ($Mgkg^{-1}$)	نیتروژن کل (٪)	شن (٪)	سیلت (٪)	رس (٪)	آهک فعال
اول	-۰/۱۶	۰/۴*	۰/۳۵*	-۰/۳۲*	۰/۴**	-۰/۲۵	۰/۳۲*	۰/۲۲	۰/۲۴	-۰/۰۱	-۰/۰۲	۰/۰۳	-۰/۲۶
دوم	-۰/۰۷	۰/۱۸	-۰/۱۸	-۰/۳۴*	۰/۱۷	-۰/۳۶*	۰/۱۶	-۰/۰۳	۰/۱۲	۰/۰۳	۰/۰۳	-۰/۰۶	-۰/۳۱*
عوامل محیطی و محورهای DCA														
محور	تاج پوشش (٪)			شیب (٪)		جهت جغرافیایی		ارتفاع از سطح دریا (m)		Axis1 (DCA)			Axis2 (DCA)	
اول	۰/۶۶**			۰/۰۴		۰/۷۸**		۰/۱۷		۰/۹۸**			-۰/۱۳	
دوم	۰/۰۵			۰/۱۵		۰/۰۶		۰/۰۲		۰/۲۳			-۰/۴۵**	

** همبستگی معنی‌دار در سطح یک درصد و * همبستگی معنی‌دار در سطح پنج درصد

بر اساس شکل ۴، رسته‌بندی CCA دو جامعه علفی را در کاربری‌های تحت مطالعه تفکیک می‌کند. جامعه اول، جامعه علفی همراه با جنگل دارمازو حفاظت شده که دارای تاج پوشش متراکم‌تری بوده، در شیب‌های شمالی پراکنش بیشتری دارند و تحت تأثیر مقادیر پتاسیم، سدیم، نیتروژن، فسفر و کربن آلی ایجاد می‌شود. جامعه علفی دوم متشکل از گونه‌هایی از جنگل دارمازو است که در منطقه تخریب شده واقع شده‌اند و با مقادیر کلسیم، آهک و اسیدیته خاک همبستگی نشان می‌دهند (شکل ۴).



شکل ۴- نتایج رج‌بندی واحدهای نمونه‌برداری بر اساس متغیرهای محیطی با استفاده از محورهای CCA، (P: جامعه جنگلی حفاظت شده و D: جامعه جنگلی تخریب شده)

نتایج حاصل از اجرای روش‌های رسته‌بندی نشان‌دهنده ارتباط برخی از عوامل محیطی (فیزیوگرافی و ادافیکی) و تاج پوشش درختان بر پراکنش و حضور گونه‌های گیاهی و واحدهای نمونه‌برداری است. جامعه علفی منطقه حفاظت‌شده با سطوح بالاتری از عناصر غذایی خاک و تاج پوشش متراکم درختان دارمازو و جهت‌های شمالی همبستگی نشان داده، مؤلفه‌های اصلی تأثیرگذار بر آن، متغیرهای کربن آلی، نیتروژن، پتاسیم، فسفر، سدیم و هدایت الکتریکی هستند. با توجه به برنامه‌های حفاظتی انجام شده در این جامعه، می‌توان بیان داشت که مدیریت حفاظتی با حفظ گونه‌های درختی و افزایش تاج پوشش و تعداد درختان در عرصه ضمن مساعد کردن شرایط رویشی برای گونه‌های علفی مانع فرسایش خاک شده در نتیجه عناصر غذایی از بوم‌سازگان خارج نشده، در دسترس گیاهان قرار می‌گیرد که به نوبه خود در افزایش تنوع و غنای گونه‌ای نقش دارد. بالا بودن شاخص‌های تنوع در جامعه حفاظت شده می‌تواند بیانگر این مهم باشد که با برنامه‌ریزی حفاظت ۲۰ ساله، پوشش گیاهی جنگل‌های دارمازو توانسته است روند بازسازی و ترمیم را شروع کرده، به سمت تعادل حرکت کنند.

نتایج تجزیه مؤلفه‌های اصلی بر روی ۳۰ متغیر محیطی اندازه‌گیری شده نشان داد، مؤلفه‌های اصلی اول و دوم با ارزش ویژه ۷/۸۵ و ۵/۱۶ به‌ترتیب ۲۲/۱۶ و ۱۷/۲۲ درصد از تغییرات جوامع جنگلی را توجیه می‌کند. از آن‌جا که آماره بروکن-استیک هر دو محور از ارزش ویژه متناظر خود کوچک‌تر است، لذا در تجزیه و تحلیل‌ها می‌توان از هر دو محور استفاده کرد. جدول ۶ ارتباط هرکدام از متغیرهای محیطی با

محورهای استخراجی را نمایش می‌دهد. در شکل ۵ دو جامعه جنگلی مورد مطالعه بر اساس مؤلفه‌های اثرگذار در پراکنش آن‌ها از یکدیگر تفکیک شده‌اند.

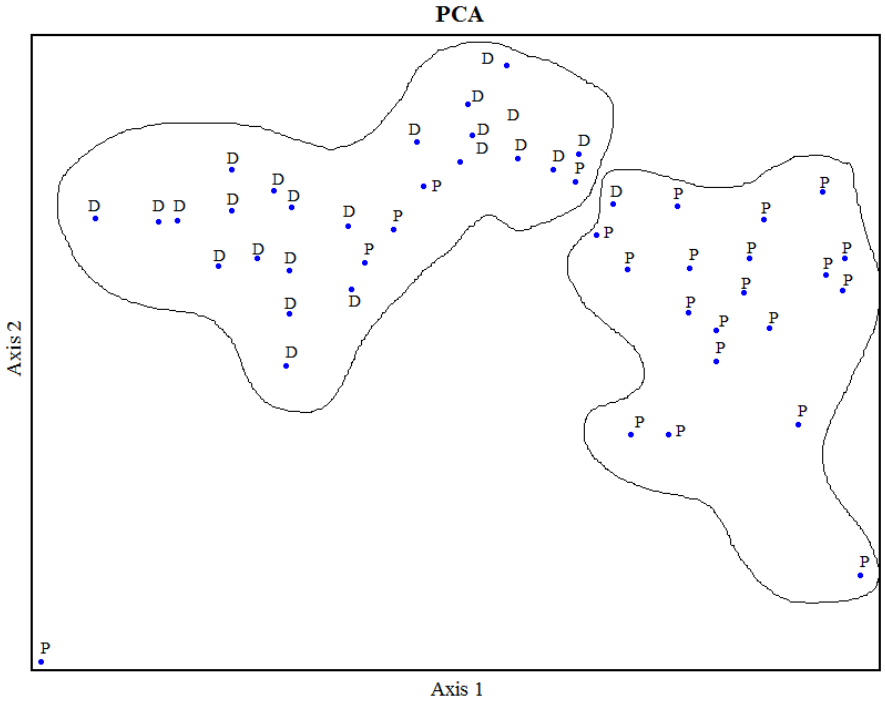
بر اساس نتایج رسته‌بندی PCA مؤلفه اصلی مؤثر بر واحدهای نمونه‌برداری منطقه حفاظت شده شامل حاصل‌خیزی خاک (کربن آلی و عناصر غذایی نیتروژن، پتاسیم، فسفر)، ارتفاع، جهت شمال و تاج پوشش درختان است. واحدهای نمونه‌برداری مربوط به جامعه جنگلی حفاظت شده با متغیرهای ارتفاع، جهت، تاج پوشش، کربن آلی و عناصر غذایی نیتروژن، پتاسیم، فسفر همبستگی مثبت زیادی دارند. جهت‌های شمالی نسبت به جهات جنوبی دارای رطوبت بیشتری بوده (Zare Mehrjardi و همکاران، ۲۰۰۸) و شرایط مساعدتری را برای رشد گونه‌های گیاهی فراهم می‌کند. Guoqing و همکاران (۲۰۰۸) عوامل ارتفاع، شیب، جهت، اسیدیته و فسفر را به‌عنوان عوامل مهم تأثیرگذار بر ترکیب پوشش گیاهی در مرحله کلیماکس برشمردند که با توجه به نتایج می‌توان گفت که پوشش گیاهی علفی منطقه حفاظت شده در حال پیشروی به سمت کلیماکس است که این یافته با نتایج Sun و همکاران (۲۰۰۶) هم‌سو می‌باشد.

در منطقه حفاظت شده تحت تأثیر اثر متقابل جنگل و خاک بر همدیگر، خاک حاصل‌خیزتر و دارای مقادیر بالایی از ماکروالمنت‌ها و کربن آلی است. افزایش میزان کربن آلی را می‌توان به بقایای گیاهی نسبت داد که باعث اصلاح و بهبود کیفیت فیزیکی و بیولوژیکی خاک می‌شود (Singh و Sing، ۱۹۹۳) با توجه به این‌که الگوی غلظت نیتروژن متأثر از غلظت ماده آلی ورودی به خاک است (Breuer و همکاران، ۲۰۰۶)، بالتبع افزایش کربن آلی منجر به افزایش نیتروژن خاک نیز می‌شود. از طرف دیگر، خاک منطقه حفاظت شده دارای بافت رسی است، بافت رسی نسبت به بافت‌های لومی و شنی قدرت بیشتری در نگهداری نیتروژن داشته، وزن مخصوص ظاهری کمتری دارد، لذا شرایط مساعدی برای اشکوب علفی فراهم می‌شود (Salardini، ۲۰۰۶).

جدول ۶- مقادیر همبستگی بین متغیرهای محیطی و مؤلفه‌های PCA

متغیر عمق اول	مؤلفه			متغیر عمق دوم	مؤلفه		
	اول	دوم	سوم		اول	دوم	سوم
رس (٪)	۰/۴۴**	-۰/۷۴**	-۰/۱	رس (٪)	۰/۵۹**	-۰/۶۴**	۰/۰۱
سیلت (٪)	۰/۱۶	-۰/۲۲	-۰/۰۵	سیلت (٪)	-۰/۲۱	-۰/۰۲	-۰/۲۶
شن (٪)	-۰/۴۶**	۰/۷۴**	۰/۱۲	شن (٪)	-۰/۴**	۰/۶۳**	۰/۲۱
آهک (٪)	-۰/۵۳**	-۰/۵۴**	-۰/۳*	آهک (٪)	-۰/۳۸*	-۰/۵**	-۰/۴۸**
پتاسیم ($Mgkg^{-1}$)	۰/۶۸**	-۰/۱	-۰/۱۸	پتاسیم ($Mgkg^{-1}$)	۰/۷۸**	-۰/۱	۰/۳۴*
ازت کل (٪)	۰/۶**	۰/۲۸	۰/۰۹	ازت (٪)	۰/۷**	-۰/۰۶	۰/۰۹
کربن آلی (٪)	۰/۶**	۰/۴۱**	۰/۰۷	کربن آلی (٪)	۰/۷۵**	۰/۱۹	۰/۱۳
اسیدیته (٪)	-۰/۵۶**	-۰/۲۸	۰/۱۳	اسیدیته (٪)	۰/۴۸**	-۰/۰۰۱	۰/۲۳
هدایت الکتریکی (dsm^{-1})	۰/۲۴	۰/۴**	-۰/۸۲**	هدایت الکتریکی (dsm^{-1})	۰/۴۹**	۰/۴۱**	-۰/۲
کلسیم ($meqlit^{-1}$)	-۰/۴۶**	-۰/۵۳**	-۰/۲۴	کلسیم ($meqlit^{-1}$)	-۰/۴۲**	-۰/۴۵**	-۰/۴۱*
سدیم (٪)	۰/۲۱	۰/۴۵**	۰/۷۹**	سدیم (٪)	۰/۵**	۰/۴۵**	-۰/۲۲
فسفر	۰/۱۶	۰/۲۳	-۰/۷۶**	فسفر	۰/۵**	۰/۲۳	۰/۰۱۳
وزن مخصوص ظاهری	-۰/۴۱**	۰/۷۲**	۰/۱۵	وزن مخصوص ظاهری	-۰/۶۸**	۰/۵۲**	-۰/۰۴
ارتفاع (m)	۰/۶**	-۰/۳۴**	۰/۱۶	شیب (٪)	-۰/۳۲*	۰/۱۲	-۰/۱۱
جهت (٪)	۰/۵۶**	۰/۱۳	-۰/۱۲	تاج پوشش (٪)	۰/۵۵**	-۰/۰۴	-۰/۰۹

** همبستگی معنی‌دار در سطح یک درصد و * همبستگی معنی‌دار در سطح پنج درصد



شکل ۵- نتایج تحلیل مؤلفه‌های محیطی اندازه‌گیری شده با استفاده از PCA، (P: جامعه جنگلی حفاظت شده و D: جامعه جنگلی تخریب شده)

به‌عبارتی می‌توان گفت که منطقه حفاظت شده با پوشش علفی متراکم‌تر دارای خاک حاصل‌خیزتر با تهویه مناسب است و شرایط بهتری برای حضور گونه‌های گیاهی فراهم می‌آورد (Naderi و همکاران، ۲۰۰۰). Jafari و همکاران (۲۰۱۰) نیز در مطالعه خود بیان داشتند که قرق دراز مدت (۱۰ سال) باعث افزایش پوشش علفی، عناصر غذایی و ماده آلی خاک شده است. همچنین، Salehi و Pour Mohammadi (۲۰۱۱) نیز در بررسی تأثیر قرق بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک منطقه الشتر به نتایج مشابهی دست یافتند.

بر اساس نتایج PCA جامعه علفی تخریب شده با جهت‌های جنوبی و تاج پوشش کم درختان همبستگی نشان داده، متغیرهای کلسیم، آهک فعال و هدایت الکتریکی اصلی‌ترین مؤلفه‌های تأثیرگذار بر آن می‌باشد. اجتماع متمرکز و فشرده واحدهای نمونه‌برداری این جامعه در خروجی‌های رج‌بندی نشان می‌دهد که این واحدها نه‌تنها به لحاظ پوشش گیاهی مشابه هستند، بلکه به لحاظ گرادیان‌های محیطی نیز شباهت زیادی دارند که این موضوع نشان‌دهنده اثر شدید چرا و کشت زیراشکوب در تخریب گسترده و شدید این منطقه است.

چرای دام ضمن تأثیر بر قابلیت تولید، تنوع و رقابت گیاهان باعث تخریب ساختمان لایه سطحی خاک و فشردگی خاک در اثر لگدکوبی می‌شود (Manzano و Navar، ۲۰۰۰؛ Moridi و همکاران، ۲۰۰۸). جامعه علفی منطقه تخریب شده با افزایش وزن مخصوص ظاهری خاک و شن همبسته بوده، خاک‌های شنی اغلب همراه با مواد آلی کمتری هستند و به‌علت نزدیک بودن ذراتشان به یکدیگر و کاهش منافذ بین آن‌ها دارای وزن مخصوص ظاهری بیشتری هستند. چرای دام همچنین، با افزایش کوبیدگی خاک موجبات کاهش نفوذپذیری، افزایش حساسیت به فرسایش و کاهش حاصل‌خیزی خاک را فراهم کرده (Hiernaux و همکاران، ۱۹۹۹؛ Lavado و همکاران، ۱۹۹۶؛ Yates و همکاران، ۲۰۰۰) که این مهم با کاهش تعداد گونه‌های درختی و تاج پوشش تشدید می‌شود. چرا که تاج پوشش درختان و پوشش علفی جنگلی نقش مهمی در جذب توزیع مکانی و زمانی بارش، کاهش سرعت برخورد قطرات باران، جذب

ذرات فعال شیمیایی به خاک، تثبیت خاک، تبخیر و تعرق، کاهش رواناب، توزیع آب از طریق تاج پوشش، لاشبرگ، خصوصیات ریشه و افزایش نفوذ آب ایفا می‌کنند (Galdavi و همکاران، ۲۰۱۶؛ Dosskey و همکاران، ۲۰۱۰). افزایش رواناب و فرسایش آبی، با حمل ریزترین و کوچک‌ترین ذرات خاک که غنی از عناصر غذایی و دارای فعالیت بیولوژیکی بالایی هستند، باعث کاهش عناصر غذایی خاک و ایجاد شرایط نامطلوب برای رشد و نمو گیاهان، کاهش حاصل‌خیزی و قدرت باروری خاک برجا مانده می‌شود (Khazaii، ۲۰۱۱؛ Jazirehi و Ebrahimi Rostaghi، ۲۰۰۳). کاهش عناصر غذایی نیتروژن و فسفر را نیز می‌توان به‌دلیل حضور فسفر قابل جذب در لایه‌های سطحی خاک‌های جنگلی دانست (ZarinKafsh، ۱۹۹۸). همچنین، علت اصلی کاهش نیتروژن خاک را می‌توان به کاهش ورود لاشبرگ (ماده آلی) به خاک، بافت شنی و بالا بودن درصد خاک لخت نسبت داد. همچنین، ازت می‌تواند در اثر افزایش رواناب ناشی از کاهش سطح تاج پوشش درختی شسته، از دسترس خارج شود. Zare Chahouki و همکاران (۲۰۱۶) همین موضوع را دلیل کاهش نیتروژن در جامعه *Astragalus gossipinus* و *Taniterum crinitum* می‌دانند. همچنین، بارندگی زیاد در منطقه مورد مطالعه ضمن شستشوی عناصر غذایی موجب نمایان‌شدن ماهیت آهکی سنگ بستر شده (Mehdifar و Sagheb-Talebi، ۲۰۰۶) در نتیجه خاک جامعه تخریب شده به سمت قلیایی شدن میل می‌کند. حضور جامعه علفی منطقه تخریب شده در مکان‌هایی که حاصل‌خیزی خاک کم بوده، مقادیر آهک فعال،کلسیم و اسیدیته بیشتر است گواه این مدعاست. Jafarian و Karegar (۲۰۱۳) در مطالعه خود آهک را به‌عنوان یکی از عوامل تفکیک کننده تیپ‌های رویشی می‌داند.

نتیجه‌گیری

به‌طور کلی، بر اساس نتایج می‌توان بیان داشت که با انتخاب دو حوضه بسیار مشابه به لحاظ ویژگی‌های آب و هوایی، فیزیوگرافی، خاک‌شناسی، هیدرولوژی، زمین‌شناسی و با فاصله کم از طریق گونه‌های محافظه‌کار، می‌توان تخمین دقیق‌تری از شرایط اکولوژیکی و ارتباط عوامل اکولوژیکی با پوشش گیاهی ارائه داد. به‌عبارت دیگر، با کنترل‌های به‌عمل آمده و حذف عوامل تأثیرگذار با انتخاب دو حوزه آبخیز مشابه، تغییرات مشاهده شده در ترکیب پوشش گیاهی، حضور گونه‌های مهاجم و کاهش حاصل‌خیزی خاک را می‌توان با قطعیت بیشتری به‌دلیل آشفتگی‌های به‌وجود آمده دانست. هر چند با وجود محدودیت‌های پیش رو در انتخاب چنین حوضه‌هایی در طبیعت می‌بایست به داده‌های واحدهای شکل زمین یکسان بسنده کرد، ولی با استفاده از نتایج حوضه‌های مشابه می‌توان به‌طور مناسب‌تری برنامه‌های مدیریتی و حفاظتی را مورد پایش و ارزیابی قرار داد و نسبت به تغییر در طراحی و اجرا و تقویت برنامه‌های مدیریتی اقدام نمود.

منابع مورد استفاده

1. Andreas, B.K. and R.W. Lichvar. 1995. Floristic index for establishing assessment standards, a case study for northern Ohio. Technical Report WRP-DE-8, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
2. Angassa, A. and G. Oba. 2010. Effects of grazing pressure, age of enclosures and seasonality on bush cover dynamics and vegetation composition in southern Ethiopia. Journal of Arid Environments, 74: 111-120.
3. Asadi, M., A.L. Khatamsaz and V. Mozaffarian. 1989-2008. Flora of Iran. No. 1-55. Researchs Institute of Forests and Rangelands (in Persian).
4. Beers, T.W., P.E. Dress and L.C. Wensel. 1966. Aspect transformation in site productivity research. Journal of Forestry, 80: 493-498.
5. Bernthal, T.W. 2003. Development of a floristic quality assessment methodology for Wisconsin. Wisconsin Department of Natural Resources, Bureau of Integrated Science Services, Madison, WI, PUB-SS-986 2003, 22 pages.
6. Bowers, K. and C. Boutin. 2008. Evaluating the relationship between floristic quality and measures of plant biodiversity along stream bank habitats. Ecological Indicators, 8(5): 466-475.

7. Breuer, L., J.A. Huisman, T. Keller and H.G. Frede. 2006. Impact of a conversion from cropland to grassland on C and N storage and related properties: analysis of a 60-year chronosequence. Geoderma, 133(1-2): 6-18.
8. Camping, T.J., R.A. Dahlgren, K.W. Tate and W.R. Horwath. 2002. Changes in soil quality due to grazing and oak tree removal in California blue oak woodlands. Oaks in California's Changing Landscape, Berkeley, CA: USDA, Gen-Tech, PSW, 184 pages.
9. Chamberlain, S.J. and H.M. Ingram. 2012. Developing coefficients of conservatism to advance floristic quality assessment in the Mid-Atlantic region. Journal of the Torrey Botanical Society, 139(4): 416–427.
10. Cooper, S.D., S. Sabater, J.M. Melack and J.L. Sabo. 2013. The effects of land use changes on streams and rivers in mediterranean climates. Hydrobiologia, (2013)719: 383-425.
11. Cusack, D.F., O.A. Chadwick, T. Ladefoged and P.M. Vitousek. 2013. Long-term effects of agriculture on soil carbon pools and carbon chemistry along a Hawaiian environmental gradient. Biogeochemistry, 112: 229-243.
12. Davis, P.H. 1965. Flora of Turkey and the East Aegean Islands. Vol. 1-9, University of Edinburgh, 590 pages.
13. Dosskey, M.G., P. Vidon, N.P. Gurwick, C.J. Allan, T.M. Duval and R.M. Lowrance. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. Journal of the American Water Resources Association (JAWRA), 46(2): 261–277.
14. Flinn, K.M. and M. Vellend. 2005. Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes. Frontiers in Ecology and the Environment, 3: 243–250.
15. Gerken Golay, M.E. 2013. Assessing the composition and function of hardwood forest herbaceous flora: implications and applications for forest restoration. Dissertation, Iowa State University, 153 pages.
16. Gerken, M.E., J.R. Thompson and C.M. Mabry. 2010. Restoring nutrient capture in forest herbaceous layers of the Midwest (Iowa). Ecological Restoration, 28(1): 14-17.
17. Ghahreman, A. 1994. Plant systematics cormophytes of Iran. Tehran University Press, 768 pagess.
18. Goldavi, S., A. Mohammadzadeh and A. Najafi. 2016. Impacts assessment of land use change on surface water using L-THIA Model in Gorgan Area. Enviormental Researches, 6(11): 131-140 (in Persian).
19. Guoqing, L., W. Xiaoan, G. Hua and Zh. Zhihong. 2008. Effects of ecological factors on plant communities of Ziwuling Mountain, Shaanxi Province, China. Acta Ecologica Sinica, 28(6): 2463-2471.
20. Hickman, K.R., D.C. Hartnett, R.C. Cochran and C.E. Owensby. 2004. Grazing management effects on plant species diversity in tall grass prairie. Journal of Range Management, 57: 58-65.
21. Hiernaux, P., C.L. Bielders, C. Valentin, A. Bationo and S. Fernandez–Rivera. 1999. Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands. Journal of Arid Environment, 41: 231–245.
22. Jafari Sarabi, H., B. Pilevar, K. Abrari and S.M. Vaez-Mousavi. 2016. Investigation on changes in vegetation by effects of environmental factors using conservatism species. Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 25(4): 707-719 (in Persian).
23. Jafari, M., M. Ebrahimi, H. Azarnivand and A. Madahi. 2009. The effects of rangeland restoration treatments on some aspects of soil and vegetation parameters, case study: Sirjan rangelands. Rangeland, 3(3): 371-384 (in Persian).
24. Jafarian, Z. and M. Kregar. 2013. The presence and absence of plant species in relation with soil characteristics using multivariate analysis. Abstract of the 5th National Rangeland Conference in Iran, Boroujerd Islamic Azad University (in Persian).
25. Jazirehi, M.H. and M. Ebrahimi Rostaghi. 2003. Silviculture in Zagros. University of Tehran Press, 560 pagess (in Persian).
26. Khazaii, M. 2011. The effect of forest damage on runoff, sediment, and loss of food elements. Tarbiat Modares University, 51 pagess (in Persian).
27. Lavado, R.S., J.O. Sierra and P.N. Hashimoto. 1996. Impact of grazing on soil nutrients in Pampean grassland. Journal of Range Management, 49: 452–457.
28. Mahmoudi, J. 2008. The study of species diversity in plant ecological groups in kelarabad protected forest. Iranian Journal of Biology, 20(4): 353-362 (in Persian).
29. Makhdoum, M.F. 1998. Six sub-basins of Fars Province land use planning, guidelines for strategic planning of Zagros. Journal of Environmental Studies, 23(19): 41-50 (in Persian).
30. Manzano, M.G. and J. Navar. 2000. Processes of desertification by goats overgrazing in the Tamaulipan thornscrub (matorral) in North-Eastern Mexico. Journal of Arid Environment, 44: 1–17.

31. Martin, P.H., C.D. Canham and P.L. Marks. 2009. Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introduction, stand dynamics, and the role of shade tolerance. Frontiers in Ecology and Environment, 7(3): 142- 149.
32. Mehdifar, D. and Kh. Sagheb Talebi. 2006. Silvicultural characteristics and site demands of Gall Oak (Quercus infectoria Oliv.) in Shineh, Lorestan Province Iran. Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 14(3): 193-206 (in Persian).
33. Mirazadi, Z., B. Pilehvar and K. Abrari Vajari. 2017. Diversity indices or floristic quality index: which one is more appropriate for comparison of forest integrity in different land uses? Biodiversity Conservation, 26: 1087–1101 (in Persian).
34. Mirdavoodi, H.R., M.R. Marvi Mohadjer, Gh. Zahedi Amiri and V. Etemad. 2013. Disturbance effects on plant diversity and invasive species in western oak communities of Iran, case study: Dalab Forest, Ilam. Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 21(1): 1-16 (in Persian).
35. Mishra, B.P., O.P. Tripathi, R. Tripathi and H.N. Pandey. 2004. Effects of anthropogenic disturbance on plant diversity and community structure of a sacred grove in Meghalaya, Northeast India. Biodiversity and Conservation, 13(2): 421–436.
36. Momenipour, S. 2003. Review of conservation of plant biodiversity of Khojir national park compared to Jajrood area. MSc Thesis, Tarbiat Modarres University, 140 pagess (in Persian).
37. Momeni, M., M. Kalbasi, A. Jalalian and H. Khademi. 2008. Some forms of phosphorus loss following land use change and overgrazing in two areas in Soolegan Catchment. Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, 12(46): 595-606 (in Persian).
38. Moridi, Y., J. Ghorbani and N. Safaian. 2008. Effect of grazing of livestock on underground vegetation and its changes during the growing season in Zagros mountainous meadow. Journal of Rangeland, 1(3): 259-269 (in Persian).
39. Naderi1, A.A., S.A. Kowsar and A.A. Sarafraz. 2000. Reclamation of a sandy desert through floodwater spreading: l sediment-induced changes in selected soil chemical and physical properties. Journal of Agricultural Science and Technology, 2: 9-20 (in Persian).
40. Nichols, J.D., J.E. Perry and D.A. DeBerry. 2006. Using a floristic quality assessment technique to evaluate plant community integrity of forested wetlands in Southeastern Virginia. Natural Areas Journal, 26(4): 360-369.
41. Oluseyi Fabiyi, O. 2006. Urban land use change analysis of a traditional city from remote sensing data, the case of Ibadan Metropolitan Area, Nigeria. Humanity and Social Sciences Journal, 1(1): 42-64.
42. Onaindia, M., I. Domiguez, I. Albizu, C. Garbisu and I. Amezage. 2004. Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance. Forest Ecology and Management, 195(3): 341-354.
43. Peltzer, D.A., M.L. Bast, S.D. Wilson and A.K. Gerry. 2000. Plant diversity and tree responses following contrasting disturbances in boreal forest. Forest Ecology Management, 127: 191–203.
44. Pickett, S.T.A. and P.S. White. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, San Diego, California, USA, 459 pages.
45. Rocchio, J. 2007. Floristic quality assessment indices for Colorado Plant Communities. Colorado State University, 245 pages.
46. Salardini, A. 2006. Soil fertility. University of Tehran Press, 434 pages (in Persian).
47. Salarian, F., J. Ghorbani and N.A. Safaeian. 2013. Vegetation changes under exclosure and livestock grazing in Chahar Bagh rangelands in Golestan Province. Iranian Journal of Range and Desert Reseach, 20(1): 115-129 (in Persian).
48. Salehi, A. and E. Noormohammadi. 2012. Effect of grazed and surface scrafication on soil properties and regeneration in centeral Zagros forests, case study: Aleshtar city forests. Journal of Forest and Wood Products, 65(3): 315-325 (in Persian).
49. Salehzadeh, O., J. Es'haghirad and H. Maroof. 2016. The effect of anthropogenic disturbance on flora and plant diversity in Oak forests of west (Baneh city). Forest Research and Development, 2(3): 219-240.
50. Singh, G. and N.T. Singh. 1993. Mesquite for revegetation of saltlands. Centeral Soil Salinity Research Institute, Bulletin, 18: 20-26 (in Persian).
51. Sun, X.X., X.A. Wang, H. Guo and L. Tian. 2006. Multivariate analysis and environmental interpretation of the florae in Malan Forest Region of the Loess Plateau. Acta Botanica Boreali Occidentalia Sinica, 26(1): 150–156.
52. Swink, F. and G.S. Wilhelm. 1979. Plants of the Chicago Region, 3rd ed., Morton Arboretum, Lisle, IL. 922 pages.
53. Taft, J.B., G.S. Wilhelm, D.M. Ladd and L.A. Masters. 1997. Floristic quality assessment for vegetation in Illinois: a method for assessing vegetation integrity. Erigenia, 15: 3–95.

54. Yates, C.J., D.A. Norton and R.J. Hobbs. 2000. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. Austral Ecology, 25: 36–47.
55. Yayneshet, T., L.O. Eik and S.R. Moe. 2009. The effects of exclosures in restoring degraded semi-arid vegetation in communal grazing lands in northern Ethiopia. Journal of Arid Environments, 73: 542–549.
56. Zare Chahouki, M.A., M. Mashgholi and H. Jafari. 2016. Classification of vegetation cover related to environmental factors, case study: Gharabagh Rangelands of Azarbaijan Province. Journal of Plant Researches, 28(5): 995-1005.
57. Zaremehrjardi, M., J. Ghodousi., A. Noruozi and D. Lotfollazadeh. 2008. Analysis of the relationship between geopedologic characteristics with vegetation in Dagh-Finou Catchment of Bandar Abbas. Pajouhesh and Sazandegi, 76: 144-150 (in Persian).
58. Zida, D., L. Sawadogo, M. Tigabu and P.C. Oden. 2007. Dynamics of sapling population in savanna woodlands of Burkina Faso subjected to grazing, early fire and selective tree cutting for a decade. Forest Ecology and Management, 243: 102- 115.

DOI: 10.22092/ijwmse.2018.120504.1440

Effects of anthropogenic disturbance on vegetation changes and soil of Gall Oak stands, Lorestan Province

Zahra Veiskarami[1], Babak Pilehvar[*2] and Ali Haghizadeh [3]

[1] PhD Student, Faculty of Agriculture and Natural resources, Lorestan University, Iran and
[2 and 3] Associate Professor, Faculty of Agriculture and Natural resources, Lorestan University, Iran

Received: 29 January 2018 Accepted: 17 July 2018

Abstract

This study aimed to detect the effects of anthropogenic disturbance on vegetation changes based on conservatism species concept and its relation to environmental factors in two protected vs disturbed areas. The study area, Shine Qelaii Gall Oak forests, located in 88 Km from the north west of Khoramababd. Multiscale sampling plots were used randomly to collect data on forest floor vegetation, trees, soils, and other environmental factors. Among collected plant specimens, conservatism species were identified and DCA and CCA ordination methods were applied to determine correlation between plant species and environmental factors, plant diversity also were investigated by nonparametric numerical diversity indices. The most effective environmental factors on distinction among vegetation communities were determined by PCA ordination method. Based on the results, more invasive species and less richness and diversity indices were seen on the disturbed forest type compare to the protected one. A positive correlation was seen in ground flora vegetation and soil nutrients. Altitude, canopy cover, exposure, OC, K, N, P, clay, sand, and bulk density were the most effective environmental factors on vegetation types. This study showed that using conservatism species concept together with choosing two close and similar watersheds results in more accurate conservation management effects by eliminating confused factors.

Keywords: Conservatism coefficient, Environmental parameters, Herbaceous layer, Ordination, Zagros forest

[*] Corresponding author: pilehvar.b@lu.ac.ir