بوم‌شناسی کاربردی/ سال دوازدهم / شماره دوم / تابستان ۱۴۰۲/ صفحات ۲۵ تا ۴۲

تأثیر زیست‌پناه‌های زنده و غیرزنده بر تنوع گونه‌ای برون‌زدگی‌های آهکی در شیب بارندگی

فهیمه رفیعی[۱]، محمد رضا کامجو[۲]، حمید اجتهادی[۱] و محمد فرزام[۲و۳*]

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۲/۲۰ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۸/۰۶)

چکیده

زیست‌پناه‌ها، خرد زیستگاه‌هایی هستند که نیازمندی‌های شکست خواب، جوانه‌زنی و استقرار نهال را فراهم کرده و خطرات جانوران بذرخوار و گیاهخوار، عوامل بیماری‌زا و رقابت را کاهش می‌دهند. زیست‌پناه‌های زنده (گیاهان پرستار) و غیرزنده در رخنمون‌های سنگی شناسایی و تأثیر این زیست‌پناه‌ها بر تنوع‌گونه‌ای در شش سایت در امتداد گرادیان بارندگیدر شمال ایران بررسی شد. چهار گونه گیاهی غالب به‌عنوان زیست‌پناه زنده و دو زیست‌پناه غیرزنده (شکاف و تخته‌سنگ) در نظر گرفته شد و در هر سایت ۱۰ ترانسکت ۱۰ متری مستقر شد. در امتداد هر ترانسکت، فراوانی و درصد تاج‌پوشش گیاهان، خصوصیات خاک و خرداقلیم در زیست پناه‌ها و فضای باز مجاور آن یادداشت گردید و تنوع و غنای گونه‌ای و یکنواختی آن‌ها محاسبه شد. نتایج نشان داد بارندگی تاثیر معنی‌داری بر تنوع گونه‌ای در زیست پناه‌های غیرزنده زنده دارد. میزان غنا و یکنواختی در همه زیست پناه‌ها افزایش، تنوع گونه‌ای در زیست پناه زنده افزایش و در زیست پناه غیرزنده کاهش یافت. مقدار نیتروژن، کربن آلی، پتاسیم و رس در زیر اشکوب گیاهان پرستار نسبت به فضای باز مجاور بیشتر بود. نتایج این پژوهش نشان‌دهنده اهمیت بسیار زیاد زیست پناه‌ها در حفظ تنوع گونه‌های گیاهی در شرایط سخت محیط‌های پرتنش نظیر برون‌زدگی‌های آهکی است.

واژه‌های کلیدی: گیاهان پرستار، سنگ پرستار،عوامل محیطی، رخنمون سنگی، تنوع زیستی، ایران.

۱. آزمایشگاه تحقیقاتی اکولوژی کمّی و تنوع زیستی گیاهی، گروه زیست شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.

۲. گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.

۳.گروه علوم مولکولی و زیستی، دانشکده علوم و مهندسی، دانشگاه کورتین، استرالیا.

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: mjankju@um.ac.ir

مقدمه

رخنمون‌های سنگی عرصه‌های طبیعی دارای شرایط خاص اکولوژیک و گونه‌های گیاهی منحصر به فردی است که کمتر مورد مطالعه قرار گرفته است (۵۹). تغییرات شدید دما، مقدار بسیار پایین ذخیره آب، خاک کم عمق و ناپایدار از جمله مشکلات این نوع رویشگاه‌ها برای رویش گیاهان می‌باشد (۵۸،۱۶). با وجود این، رخنمون‌های سنگی مراکز تنوع و بومزاد تعداد زیادی از گیاهان هستند (۲۰،۵). به طور کلی می‌توان بیان کرد که رخنمون‌های صخره‌ای خردزیستگاه‌های مناسبی را برای حضور گونه‌های گیاهی با عملکرد مشابه که کمتر قادر به حضور در شرایط اکوسیستم‌های مرتعی هستند، فراهم می‌کنند (۶۲ ،۶۱،۳۰).

زیست‌پناه‌های (safe sites) موجود در رخنمون‌های سنگی می‌توانند نقش مهمی در ساختار و ترکیب جوامع گیاهی محلی این اکوسیستم‌های داشته باشند (۶۸). زیست‌پناه‌ها، مکان‌هایی هستند که در آن نیازمندی‌های شکست خواب، جوانه‌زنی و استقرار نهال برای بذر فراهم است و خطرات جانوران بذرخوار و گیاهخوار، عوامل بیماری‌زا و رقابت کم می‌باشد (۳۹). زیست‌پناه‌ها انواع گوناگونی دارند که شامل زیست‌پناه رطوبتی، زیست‌پناه منابع غذایی، زیست‌پناه حفاظتی و زیست‌پناه اکولوژیک می‌شوند (۲۸)، فقدان زیست‌پناه‌ها می‌تواند جوانه‌زنی و استقرار نهال‌ها را در مناطق احیاشده به‌خصوص در زمانی که خاک لخت است و یا تراکم گیاهان رقابت کننده بالا است با محدودیت مواجه کند (۷۲). در رابطه بااهمیت زیست پناه‌ها می‌توان اشاره کرد که در بسترهای آتش‌فشانی در نقاط مختلف جهان کلونی سازی گیاهان بیشتر از مقدار بذر گیاه تحت تأثیر این مکان‌ها هستند (۷۹). همچنین این زیست پناه‌ها می‌توانند بذرها و نهال‌ها را از خشکی و خطر کمبود آب حفظ و به رشد آن‌ها کمک شایانی کنند (۲۵،۲۶، ۲۹) و یا زیست پناه‌های رویشی زنده همانند شاخه‌های خاردار بوته‌های بزرگ می‌توانند سبب افزایش رشد و زنده مانی نهال‌ها شوند (۵۲، ۷۳). آماده کردن بستر مناسب برای گیاهان چندساله به‌وسیله قرار دادن باقیمانده‌های گیاهی روی سطح زمین و کاه‌گل کردن آن در مکان‌هایی که با کمبود رطوبت و آب روبه‌رو هست، از نمونه زیست پناه‌های رویش است که به‌وسیله انسان می‌تواند ایجاد شود (۲۷، ۲۲، ۲۸).

ونگ و همکاران (۷۵) احیا پوشش گیاهی برون‌زدهای شیب‌دار سنگی و صخره‌ای به‌وسیله‌ی گونه‌های بالارونده در حفره‌های مصنوعی که روی شیب‌ها ایجاد کرده بودند را مورد آزمایش و بررسی قراردادند. ابتدا ۳ گونه بالارونده‌ی *Parthenocissus tricuspidata*، *Hedera helix* و *Euonymus fortune* را در چاله‌های مصنوعی که روی شیب‌های سنگی قرار داشتند، کشت کردند. نتایج نشان داد که حفره‌های مصنوعی ساخته‌شده احتمالاً باعث نگهداری خاک شیب‌های سنگی برای رشد و استقرار گیاهان می‌شوند . صحتی و همکاران (۶۶) به مطالعه و برسی نقش اکوژئولوژیک شکاف‌های عمیق صخره‌ای جهت ذخیره آب در منطقه خشک شیب‌های کوهستانی مهریز یزد پرداختند. در این تحقیق به جایگاه شکاف‌ها و لایه‌های سنگی در ذخیره آب برای استقرار درختان و بوته‌ها درشیب‌های صخره‌ای که در مناطق خشک قرار دارند، اشاره کردند. نتایج نشان داد پوشش گیاهی و اشکال زیستی آن‌ها روابط معنی‌دار مثبتی با افزایش عرض و طول درز و شکاف‌های سنگی دارند. جامپونن و همکاران (۴۷) به توصیف زیست پناه‌ها برای گونه‌های پیشگام در توالی اولیه ناحیه یخ‌زدایی شده کوهستانی لیمان (جمهوری آذربایجان)، اقدام کردند. آن‌ها زیست پناه‌ها را برای ۵ گونه *Abies lasiocarpa*، *Juncus drummondii*، *J. mertensianus*، *Saxifraga ferruginea* و *S. tolmiei* که توانسته بودند حداقل یک فصل رویشی در منطقه کوهستانی لیمان زنده بمانند توصیف و مشخص کردند. آن‌ها نتیجه‌گیری کردند که مناطقی با سطوح مقعر و گود، سطح بستر زبر و درشت و مجاورت با تخته سنگ‌های بزرگ به عنوان زیست پناه‌های مناسبی هستند که سبب کلونی‌سازی و تجمیع گونه‌های گیاهی پیشگام می‌شوند.

گیاهان پرستار گونه‌های مهمی برای مطالعه برهم‌کنش‌های گیاه–گیاه، اکوفیزیولوژی، احیا و اکولوژی اکوسیستم‌های خشکی هستند (۲۳). تأثیر زیست پناه‌های زنده و غیرزنده بر تنوع گونه‌ای یکی از مهمترین فرآیندها در بقا، رشد و سازگاری برخی گیاهان و همچنین در تنوع، پویایی جوامع گیاهی به‌ویژه در اکوسیستم‌های پرتنش است (۱۳، ۸۲،۱۵). در طی دو دهه اخیر، تعداد زیادی از مطالعات، اثرات مستقیم و غیرمستقیم زیست پناه‌ها (گیاهان پرستار و صخره‌های پرستار) بر تنوع زیستی و استقرار گیاه در بیوم‌های سراسر جهان را نشان داده‌اند (۸، ۳۲، ۳۴، ۵۱، ۷۴، ۸۰). مطالعات اخیر همچنین اثرات مشابهی از عناصر غیرگیاهی مانند سنگ‌ها و صخره‌ها را پیشنهاد کرده‌اند (۲۴، ۳۶،۴۱ ، ۵۳، ۵۸). بهبود شرایط رویشگاه‌های رخنمون‌های سنگی یکی از مکانیسم‌های بالقوه در اثر سنگ پرستار و گیاهان پرستار بر تنوع و تولید و استقرار گیاهان است (۵۵،۱۸). بررسی تنوع زیستی گیاهان در رخنمون‌های سنگی و مراتع اطراف آن‌ها نشان داد که تغییرات تنوع زیستی گیاهی در مراتع مجاور در مقیاس اجتماع بیشتر توسط عوامل بارندگی توضیح داده شد، در حالی که پارامترهای خاکی از جمله کربن آلی، اثرات ثابت و معنی‌داری بر تنوع زیستی گیاهی در رخنمون‌ها اعمال نمودند(۶۲). گیاهان پرستار می‌توانند با ارائه خردزیستگاه‌های مناسب برای ارتقای اثرات تسهیل‌کنندگی در رخنمون‌ها، اثرات قوی‌تری نسبت به عوامل غیرزیستی اعمال کنند. بنابراین، تأثیرات مهم گیاهان پرستار در تعدیل‌سازی پارامترهای خاکی و در نهایت شکل‌دهی جنبه‌های تنوع زیستی گیاهی در اکوسیستم‌های پرتنش است.

تأثیر صفات گیاه پرستار و گیاه هدف و برهمکنش‌های گیاهی در ترکیب‌های مختلف تنش و شدت تخریب در علفزار خشک تأثیرگذاشت (۱۷). چندین مطالعه (۷۰، ۷۱) در مورد تنوع و غنا در شیب رطوبتی بررسی شده برای مثال غنای گونه‌ای و تنوع را در امتداد گرادیان اقلیمی و خاکی در جنگل‌های بارانی غرب و مرکز آمازون مطالعه کردند. رساس و جی سوسا (۵۳) اثرات گیاهان چوبی را روی احیا و رشد مجدد *Pilosocereus leucocephalus* بررسی و مطالعه کردند. نتایج حاکی از آن بود که حضور و پایداری بذرهای سطحی در داخل شکاف‌ها بیشتر از داخل تاج‌پوشش گیاهان چوبی و بیشتر از فضای باز بود (۵۳). پیترز و همکاران (۵۶) به مطالعه و بررسی اهمیت زیست پناه‌های صخره‌ای و سنگی در توزیع و پراکندگی و استقرار گیاه *Mammillaria pectinifera* در مقایسه با گیاهان پرستار در دره‌ی تئوکَن مکزیک پرداختند. آن‌ها مشاهده کردند که بیشتر از نصف گونه‌های گیاهان از مجاورت بوته‌ها خودداری کرده‌اند، درحالی‌که ۵۰ درصد از آن‌ها همبستگی مثبتی و تجمع قابل‌توجهی در کنار صخره‌ها و تخته‌سنگ‌ها داشتند و بیشترین نرخ زنده‌مانی و رشد نهال‌ها در کنار صخره‌ها و تخته‌سنگ‌ها مشاهده شد. در پایان این‌طور نتیجه گرفتند که احتمالاً سنگ‌ها، محیط تازه و مرطوب‌تری را برای گیاهان فراهم می‌کنند (۵۶). دیناروند و همکاران (۲۱) تنوع گونه‌ای و شناسایی گروه‌های عملکردی گیاهی در مراتع مشجر منطقه حفاظت شده شیمبار در استان خوزستان را مطالعه نمودند. نتایج نشان داد بیشترین تنوع گونه‌ای (آلفا) مربوط به تالاب، پس از آن شیب جنوبی و در نهایت شیب شمالی است.

با وجود اطلاعات علمی و تجربی متعددی در مورد موفقیت نسبی زیست‌پناه‌ها در استقرار و افزایش تنوع گیاهی، در حال حاضر هیچ گونه تحقیقی در رابطه با مقایسه زیست‌پناه‌ها با یکدیگر و یا مطالعه‌ی انواع زیست‌پناه‌ها در سایت‌های مختلف در رخنمون های آهکی در ایران انجام‌نشده است (۲۲ و ۲۴). بنابراین شناسایی این زیستگاه‌های پرتنش و بررسی انواع زیست‌پناه‌ها و تأثیر تسهیل کنندگی آنها بر تنوع به عنوان یک نوآوری مهم و ضروری در مطالعه حاضر است. در مسیر شاهرود در استان سمنان تا گرگان (جنگل توسکستان) در استان گلستان در فاصله‌ی ۱۶۰ کیلومتری، بارندگی به میزان ۵ برابر (۱۶۰ تا ۹۱۰ میلی‌متر) در سال تغییر می‌کند. با توجه به فراوانی سازندهای آهکی کارست و بروزندگی‌های سنگی در این منطقه، شرایط مناسبی برای مقایسه تأثیر گرادیان بارندگی در مناطقی که دارای شرایط مشابه از نظر سازند زمین‌شناسی و

جهت شیب (رو به شمال) بر ترکیب و تنوع پوشش گیاهی این مناطق فراهم است. هدف این مطالعه شناسایی زیست‌پناه‌های زنده و غیرزنده در رخنمون‌های سنگی و تأثیر این زیست‌پناه‌ها بر تنوع گونه‌ای در امتداد گرادیان بارندگی می‌باشد. سوالات متناسب با هدف در این پژوهش شامل موارد ذیل می‌باشد: ۱) آیا زیست‌پناه‌های زنده و غیرزنده موجود در رخنمون‌های آهکی تأثیر زیادی بر شاخص‌های تنوع گیاهی دارند؟ ۲) آیا اهمیت نسبی زیست‌پناه‌ها در حمایت از تنوع گونه‌ای به میزان بارندگی منطقه بستگی دارد و ممکن است در امتداد گرادیان بارندگی افزایش یا کاهش یابد؟

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه در مسیر جاده شاهرود به گرگان قرار دارد. این مسیر از نظر جغرافیایی جزء مناطق کوهستانی و جنگلی رشته‌کوه البرز شرقی است که در جنوب شهر گرگان و شمال شهر شاهرود قرار دارد. انتخاب این منطقه بر مبنای گرادیان بارندگی و تغییرات بارندگی از شاهرود تا توسکستان گرگان می‌باشد (۱، ۳، ۴). سایت‌های مورد مطالعه، دارای رخنمون‌های سنگی آهکی که دارای سازند زمین‌شناسی یکسان و شیب شمالی می‌باشند (جدول ۱، شکل ۱). در این پژوهش شش زیست‌پناه زنده و غیرزنده در نظرگرفته شد که زیست‌پناه‌های غیرزنده درز و شکاف سنگ (Crevices) و تخته‌سنگ (Rock) بودند. درز و شکاف سنگ در واقع خطوط و شکاف‌های صاف و موازی و یا منقطعی هستند که روی سطوح تخته‌سنگ‌های آهکی حضور دارند. گیاهان هدف در داخل این شکاف‌ها جوانه‌زنی و استقرار پیدا می‌کنند. همچنین منظور از تخته‌سنگ در اینجا قطعات سنگی نسبتا بزرگ می‌باشد که به سبب سایه و یا خرداقلیمی که به وجود می‌آورند، گیاهان هدف در پناه آن‌ها مستقر می‌شوند. زیست‌پناه‌های زنده شامل *Gypsophila aretioides* Boiss. ، خزه (Mosses)، بوته درمنه (*Artemisia aucheri* Boiss) و درخت ارس (*Juniperus communis* L.) انتخاب شدند. در منطقه سر علی‌آباد به دلیل عدم وجود درمنه، زیست‌پناه *Berberis integerrima* Bunge جایگزین آن شد و در سایت توسکستان نیز به علت عدم وجود دو زیست‌پناه درمنه و ارس، *Carpinus betulus* L. و *Parrotia persica* DC. به عنوان زیست‌پناه انتخاب شدند (شکل ۲).

نمونه برداری صحرایی

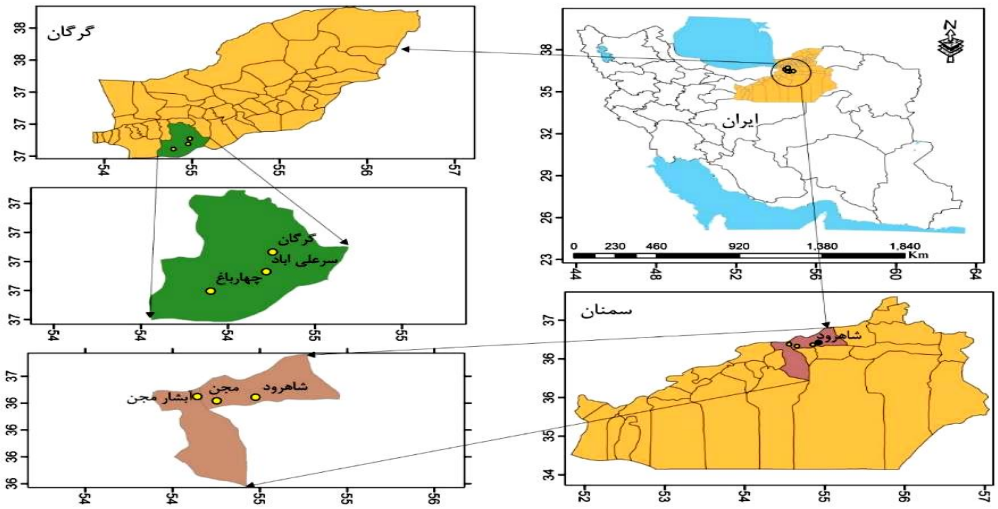
ابتدا با توجه به نقشه‌های سازند زمین‌شناسی و خاکشناسی منطقه، در هر سایت شش رخنمون دارای سازند آهکی و شیب شمالی انتخاب شد. در طول دامنه‌ی رخنمون‌ها ۱۰ ترانسکت به طول ۱۰ متر باتوجه به مساحت و نوع پوشش گیاهی در امتداد خطوط تراز به طور تصادفی مستقر شد. تمام گیاهان هدفی که در امتداد ترانسکت‌ها و همچنین در زیست‌پناه‌ها حضور داشتند شناسایی شدند. سپس پوشش تاجی گونه‌های گیاهی هدف و فراوانی آن‌ها ثبت شد. در هر سایت ارتفاع از سطح دریا و جهت جغرافیایی رخنمون مورد نظر توسط دستگاه GPS و مقدار شیب بوسیله‌ی دستگاه شیب سنج اندازه‌گیری شد.

نمونه برداری از خاک زیر اشکوب و فضای باز گیاهان پرستار

برای تعیین خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک تعداد ۸۰ نمونه خاک به طور تصادفی از زیر اشکوب گیاهان پرستار از عمق ۰-۳۰ سانتی متری زمین جمع آوری شد. نمونه‌های خاک بعد از انتقال به آزمایشگاه ابتدا در معرض هوا خشک گردیده و بعد از جدا کردن ریشه‌ها و سنگ‌ها و سایر ناخالصی‌ها آسیاب شده و بعد از الک به قطر ۲ میلی متر عبور داده شد. جهت بررسی تغییرات خرداقلیم از پارامترهای بارندگی سالانه و دمای میانگین سالانه و خصوصیات خاک در زیراشکوب و فضای باز از ۱۴ پارامتر فیزیکی و شیمیایی خاک شامل سدیم، پتاسیم قابل جذب، فسفر قابل جذب، نیتروژن کل، آهک، سیلت، رس، شن، هدایت الکتریکی خاک (Electrical conductivity, EC)، اسیدیته خاک (pH)، رطوبت وزنی خاک، نور، دمای خاک و کربن آلی در شش سایت (سه سایت در گرادیان خشک و سه سایت در گرادیان مرطوب) در امتداد گرادیان بارندگی استفاده شد.

جدول ۱. مشخصات سایت‌های مطالعه شده در امتدادگرادیان بارندگی

نام و شماره سایت	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	ارتفاع از سطح دریا (متر)	مقدارتقریبی بارندگی (میلی‌متر)
۱- شاهرود	″۶/۷ ′۵۱ °۵۴	″۶/۹ ′۲۸ °۳۶	۱۶۸۸	۱۶۰
۲- روستای مجن	″۱۳/۵ ′۳۹ °۵۴	″۸/۲ ′۲۶ °۳۶	۲۲۳۶	۲۵۰
۳- آبشار مجن	″۱۴/۱ ′۳۳ °۵۴	″۴۳/۵ ′۲۸ °۳۶	۲۳۳۸	۲۸۵
۴- چهارباغ	″۴۸/۱ ′۲۷ °۵۴	″۱/۵۸ ′۳۶ °۳۶	۲۰۷۸	۳۹۰
۵- سرعلی آباد	″۲۵/۲ ′۳۴ °۵۴	″۱۹/۶۹ ′۳۹ °۳۶	۲۶۵۵	۵۸۰
۶-توسکستان	″۲۵/۲ ′۳۴ °۵۴	″۴۹/۸ ′۴۲ °۳۶	۸۸۲	۹۱۰



شکل ۱. موقعیت سایت‌های مورد مطالعه در مسیر جاده توسکستان (شاهرود- گرگان).

شکل ۲. تصاویر زیست‌پناه‌های زنده و غیر زنده ۱) *Gypsophila aretioides* Boiss.، ۲) درز و شکاف سنگ، ۳) صخره و ۴) *Artemisia aucheri* Boiss در شش سایت مطالعاتی در امتداد شیب بارندگی

برای تعیین بافت خاک از روش هیدرومتری بایکاس که معمول‌ترین روش در تعیین بافت خاک است استفاده گردید

(۸۳). در این روش پس از تعیین مقدار درصد شن و سیلت و رس نتایج حاصله بر مثلث بافت خاک انتقال داده شده و نوع بافت مشخص گردید. برای اندازه گیری pH خاک از دستگاه pH متر و برای اندازه‌گیری EC خاک از دستگاه EC سنج استفاده شد (۹۶). فسفر قابل جذب به روش اولسن و غلظت سدیم و پتاسیم بوسیله عصاره‌گیری با استات آمونیوم با استفاده از دستگاه جذب اتمی فلیم فتومتر انجام شد. اندازه‌گیری درصد آهک کل به روش تیتراسیون با سود یک درصد نرمال انجام شد. درصد نیتروژن نیز با روش کجلدال و کربن آلی نیز از روش والکی- بلاک اندازه گیری شد (۵۰)، رطوبت خاک با استفاده از دستگاه رطوبت‌سنج و نور توسط دستگاه نورسنج و دما با دماسنج اندازه‌گیری شد. داده‌های خرداقلیم در زیراشکوب و فضای باز هر گیاه پرستار شامل فاکتورهای دما، رطوبت و نور نیز به ترتیب به‌وسیله‌ی دماسنج میله‌ای، دستگاه رطوبت‌سنج قابل‌حمل مدلthetaprob ML3 و نورسنج اندازه‌گیری شد. اندازه‌گیری این فاکتورها، در دو نوبت و در فصل بهار و تابستان سال ۱۳۹۸ انجام گرفت. بدین‌صورت که با حضور در سایت‌ها به تعداد تکرارهایی که برای گیاهان پرستار بود (۲۰ تکرار برای هر پرستار)، اندازه‌گیری صورت گرفت. برای ثبت درصد رطوبت خاک هر زیراشکوب گیاه پرستار، رطوبت‌سنج در داخل خاک مجاور آن گیاه پرستار و فضای باز فروبرده شد و بعد از چند ثانیه درصد رطوبت روی نمایشگر رطوبت‌سنج قابل نمایش بود. برای ثبت دما میله‌ی دماسنج نیز وارد خاک گردید و دمای خاک یادداشت شد. برای یادداشت نمودن میزان نور، قسمت حساس به نور دستگاه نورسنج در فضای باز مجاور گیاه پرستار قرار داده شد.

تحلیل‌های آماری

نرمال بودن داده‌های ورودی با آزمون شاپیر- ویلک (Shapiro_Wilk test) آزمون شد و همه داده‌های ورودی نرمال بودند. ماتریس پلات گونه براساس داده‌های پوشش گیاهی و خاک در نرم افزار اکسل ترسیم شد. برای تعیین شاخص‌های تنوع در ۶ زیست‌پناه زنده و غیرزنده از نرم افزار R بسته vegan نسخه ۳ .۵ .۱ استفاده شد (۲۲). سپس تغییرات شاخص‌های تنوع در گرادیان بارندگی بر اساس رگرسیون خطی ساده محاسبه شد. برای بررسی شاخص‌های تنوع گونه‌ای در انواع زیست‌پناه‌های زنده و غیرزنده از تحلیل رگرسون خطی (Generalized Linear Model, GLM) و برای مقایسه چندگانه میانگین‌ها از آزمون دانکن استفاده شد. در مرحله بعدی برای تعیین اثرات سه‌گانه گرادیان بارندگی و زیست‌پناه‌ها (زنده و غیرزنده) و موقعیت مکانی (زیراشکوب و فضای باز) در مقیاس لکه (زیراشکوب و فضای باز) و چشم‌انداز (زیست‌پناه زنده و غیرزنده) و اکوسیستم (۶ سایت واقع شده در گرادیان بارندگی) بر شاخص‌های تنوع، از تحلیل رگرسیون خطی ساده در نرم افزار R (بسته nlme و lme4) انجام شد. سپس تغییرات شاخص‌های تنوع در انواع زیست‌پناه‌ها در امتداد گرادیان بارندگی بر اساس رگرسیون خطی ساده محاسبه شد.جهت بررسی تاثیر موقعیت مکانی زیست‌پناه‌ها بر ویژگی‌های خرداقلیم و خاک در امتداد گرادیان بارندگی از آنالیز GLM با نرم افزار SPSS استفاده شد.

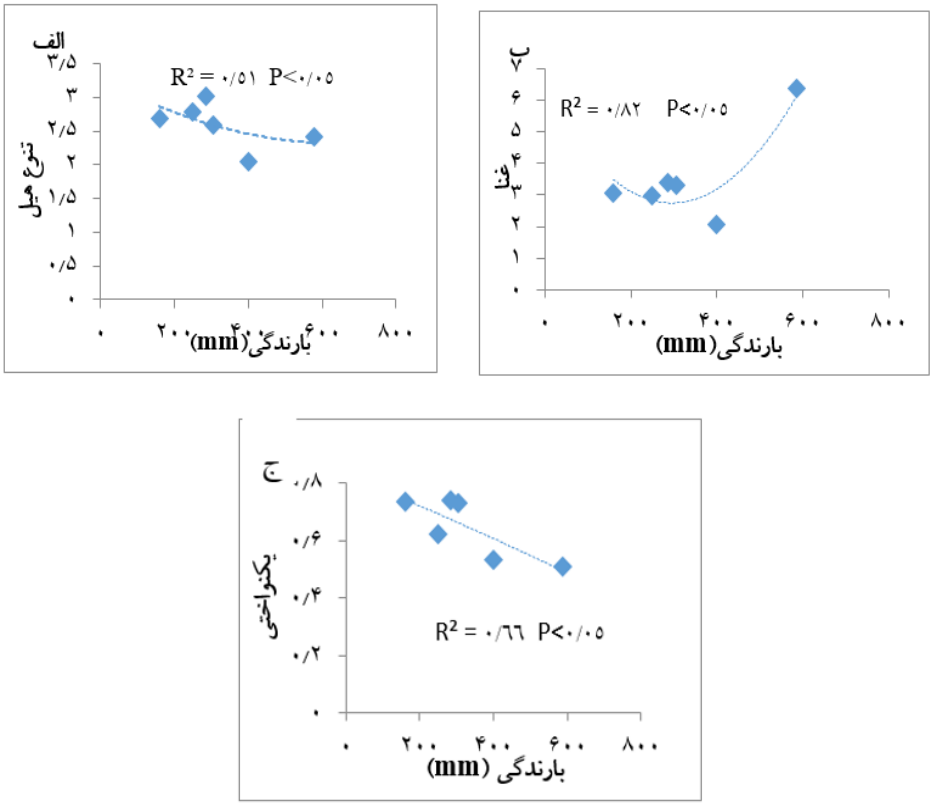
نتایج

تغییرات تنوع گونه‌ای در امتداد گرادیان بارندگی

تنوع گونه‌ای هیل، یکنواختی و غنا در امتداد گرادیان بارندگی تغییر کرد. تنوع گونه‌ای با افزایش بارندگی کاهش یافت. یکنواختی گونه‌ای در سایت‌هایی که در گرادیان خشک واقع هستند بیشتر از سایت‌های مرطوب‌تر در چهار باغ، سرعلی‌آباد و توسکستان بود. غنای گونه‌ای در سایت توسکستان به دلیل فراوانی یا وفور زیاد گونه‌ها نسبت به سایت‌های دیگر بیشتر شد (شکل ۳).

مقایسه میانگین تنوع گونه‌ای در انواع زیست پناه‌های زنده و غیرزنده

اندازه‌گیری تنوع گونه‌ای در زیست‌پناه‌های مختلف نشان داد که شاخص تنوع هیل در زیست‌پناه‌های غیرزنده



شکل۳. مقایسه شاخص‌های تنوع گونه‌ای در امتداد گرادیان بارندگی الف: تنوع گونه‌ای، ب: غنای گونه‌ای، ج: یکنواختی

(درز وشکاف سنگ و تخته سنگ) نسبت به زیست پناه زنده تفاوت معنی‌داری نشان داد. شاخص یکنواختی گونه‌ای در زیست‌پناه‌های مختلف فاقد تفاوت معنی‌داری بود. تغییرات غنای گونه‌ای در زیست پناه خزه به دلیل شرایط مطلوبی که خزه‌ها برای گونه‌ای بالای اشکوب خود ایجاد می‌کند نسبت به سایر زیست‌پناه‌ها بطور معنی‌داری بیشترشد (جدول ۲).

اثرات گرادیان بارندگی و زیست‌پناه‌ها (زنده و غیرزنده) و موقعیت مکانی (زیراشکوب و فضای باز) بر شاخص‌های تنوع

رگرسیون خطی بین متغیرهای تنوع گونه‌ای در گرادیان بارندگی و زیست‌پناه‌ها نشان داد تنوع و غنای گونه‌ای در گرادیان‌های بارندگی و در زیست‌پناه‌های غیرزنده نسبت به زیست‌پناه زنده تفاوت معنی‌داری را در سطح ۰/۰۰۱ نشان می‌دهد (جدول ۳). ولی در موقعیت زیراشکوب و فضای باز تفاوت معنی‌داری در تنوع و غنای گونه‌ای مشاهده نشد. بطوریکه غنا و تنوع گونه‌ای در زیست‌پناه زنده با افزایش بارندگی و رطوبت منطقه افزیش می‌یابد (شکل ۴).

تغییرات شاخص‌های تنوع در انواع زیست پناه‌ها در امتداد گرادیان بارندگی

تنوع گونه‌ای شانون در زیست‌پناه‌های غیرزنده و زنده با افزایش بارندگی کاهش یافت (شکل ۵). به نظر می‌رسد تاثیر نسبی زیست‌پناه‌ها تحت تاثیر دو فاکتور حضور گراس‌های دیگر و افزایش رقابت با افزایش بارندگی منطقه و نیز حضور نسبی گیاه پرستار قرار داشته است. هرچه اقلیم مرطوب می‌شود اهمیت پرستاری بوته‌ها و زیست پناه‌ها کاهش و رقابت بیشتر می‌شود. غنای گونه‌ای مارگالف در زیست‌پناه‌های مختلف با افزایش بارندگی میزان غنا افزایش یافت هرچند که در نمودار تغییرات رگرسیونی کاهش غنا در مورد ارس و شکاف سنگ دیده می‌شود. یکنواختی گونه‌ای در زیست‌پناه‌های زنده و غیرزنده تغییرات متفاوتی در امتداد گرادیان بارندگی نشان داد بطوریکه یکنواختی

جدول ۲. مقایسه میانگین تنوع گونه‌ای در زیست‌پناه‌های زنده و غیرزنده

زیست پناه / شاخص	درز و شکاف سنگ		تخته سنگ		جیپسوفیلا		خزه		درمنه		ارس	
	میانگین	اشتباه معیار	میانگین	اشتباه معیار	میانگین	اشتباه معیار	میانگین	اشتباه معیار	میانگین	اشتباه معیار	میانگین	اشتباه معیار
تنوع هیل	۳/۸۸^{a}	۰/۲۵	۲/۹۸^{a}	۰/۳۴	۲/۲۹^{ab}	۰/۴۲۷	۲/۸۶^{ab}	۰/۵۱	۱/۷۶^{b}	۰/۳۹	۲/۴۵^{ab}	۰/۶۹
غنای مارگالف	۳/۴۱^{b}	۱/۵۸	۳/۱۵^{b}	۲/۱۶	۴/۰۹^{a}	۲/۶۴	۷/۳۱^{a}	۳/۲۱	۲/۲۲^{b}	۲/۴۴	۲/۳۴^{b}	۴/۳۰
یکنواختی کامارگو	۰/۶۴^{a}	۰/۵۹	۰/۶۹^{a}	۰/۶۹	۰/۷۵^{a}	۰/۷۵	۰/۷۱^{a}	۰/۷۱	۰/۶۷^{a}	۰/۱۰	۰/۶۷^{a}	۰/۶۴

جدول ۳. نتایج تحلیل مدل رگرسیون خطی و تاثیر موقعیت مکانی زیست پناه‌های زنده و غیرزنده در گرادیان بارندگی بر تنوع و غنای گونه‌ای

فاکتور وابسته	تنوع شانون		غنای گونه‌ای	
	P-value	F	P-value	F
گرادیان بارندگی	P<۰/۰۰	۶/۶۵***	P<۰/۰۰	۱۲/۶۰***
گرادیان بارندگی × زیست‌پناه	P<۰/۰۰	۱۲/۵۱***	P<۰/۰۰	۲۲/۸۸***
گرادیان بارندگی× زیست‌پناه× موقعیت مکانی	P>۰/۰۵	۱/۱۴	P>۰/۰۵	۱/۵۸

کامارگو در زیست‌پناه غیرزنده شکاف سنگ کاهش و در صخره‌های سنگی افزایش یافت و در زیست پناه ارس یکنواختی کاهش و در بقیه زیست‌پناه‌های زنده افزایش نشان داد. نتایج تنوع گونه‌ای هیل در زیست‌پناه‌های زنده و غیرزنده در امتداد گرادیان بارندگی نشان داد تنوع گونه‌ای هیل در زیست پناه‌های غیر زنده کاهش و در زیست‌پناه زنده خزه و ارس و درمنه و جیپسوفیلا افزایش یافت (شکل ۵). تنوع گونه‌ای در زیست‌پناه‌های زنده و غیرزنده کاهش یافت. تنوع گونه‌ای در زیست‌پناه‌های غیرزنده کاهش یافت و در بین زیست‌پناه‌های زنده درمنه و جیپسوفیلا کاهش یافت و در زیست‌پناه‌های زنده خزه و ارس با افزایش بارندگی افزایش نشان داد. تنوع گونه‌ای در زیست پناه‌های غیرزنده کاهش و در زیست‌پناه‌های زنده خزه، درمنه و جیپسوفیلا کاهش یافت و در زیست‌پناه‌های خزه و ارس افزایش را نشان داد. (شکل ۵).

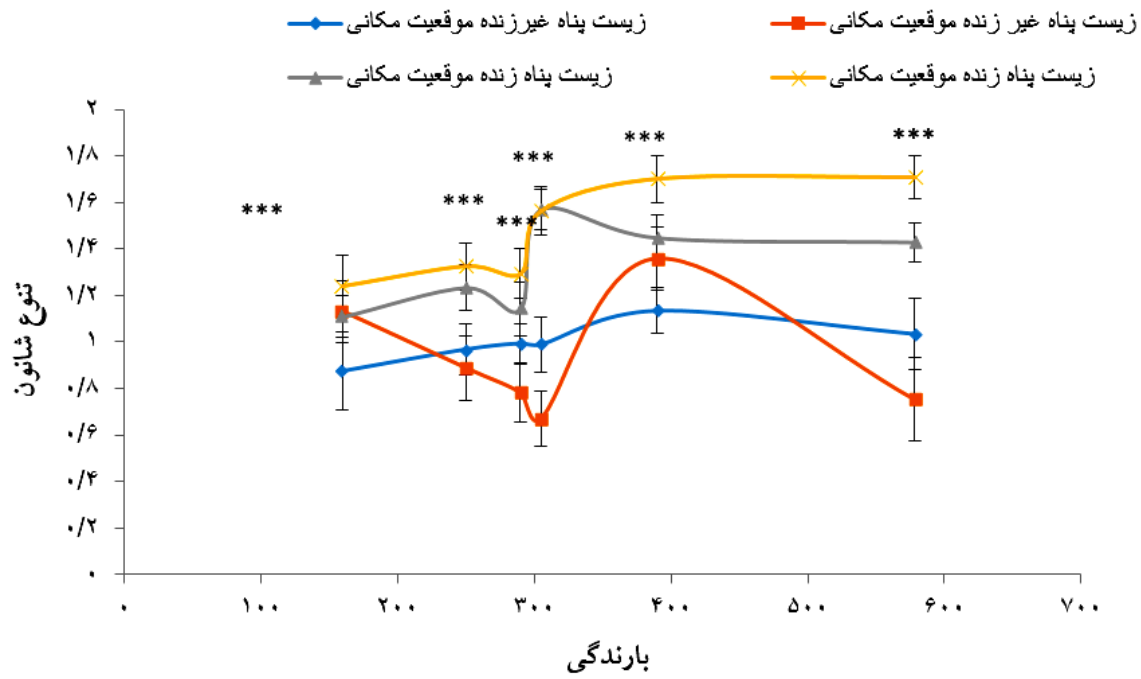
بررسی تأثیر زیست‌پناه‌های زنده و غیرزنده بر ویژگی‌های خرداقلیم و خاک در امتداد گرادیان بارندگی

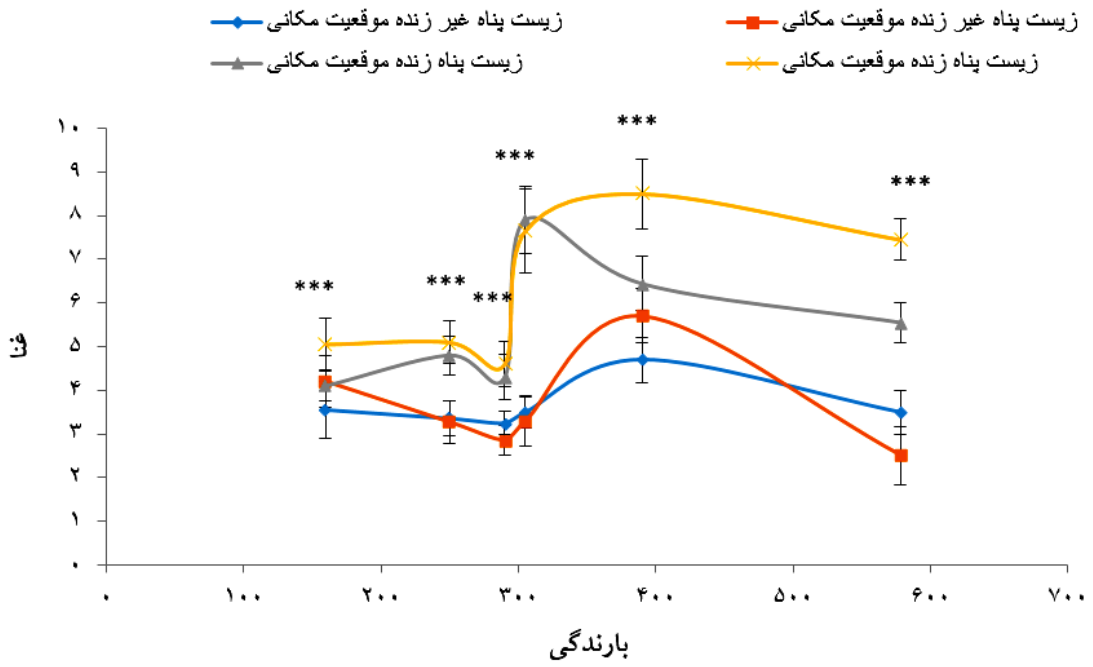
اثر متقابل سه عامل گرادیان بارندگی، زیست‌پناه و موقعیت مکانی بر پارامترهای نیتروژن و کربن آلی، شن، رس، سیلت و پتاسیم خاک در سطح یک درصد تفاوت معنی‌داری داشتند (جدول ۴). تاج پوشش گیاه پرستار شرایط خرداقلیمی متفاوتی را در زیر اشکوب خود در مقایسه با فضای باز ایجاد کرده و با تعدیل شرایط محیطی نور و دما و رطوبت مناسب باعث تسهیل در استقرار سایر گونه‌ها می‌شود. رطوبت خاک، سدیم و pH در حالت زیست‌پناه و موقعیت مکانی در سطح یک درصد تفاوت معنی‌داری نشان دادند. هدایت الکتریکی، آهک، رطوبت خاک در گرادیان بارندگی و موقعیت مکانی تفاوت معنی‌داری داشتند. عنصر فسفر و نور دو پارامتری بودند که فقط در گرادیان بارندگی تفاوت معنی‌داری داشتند (جدول ۴).

بحث

تغییرات تنوع گونه‌ای در امتداد گرادیان بارندگی

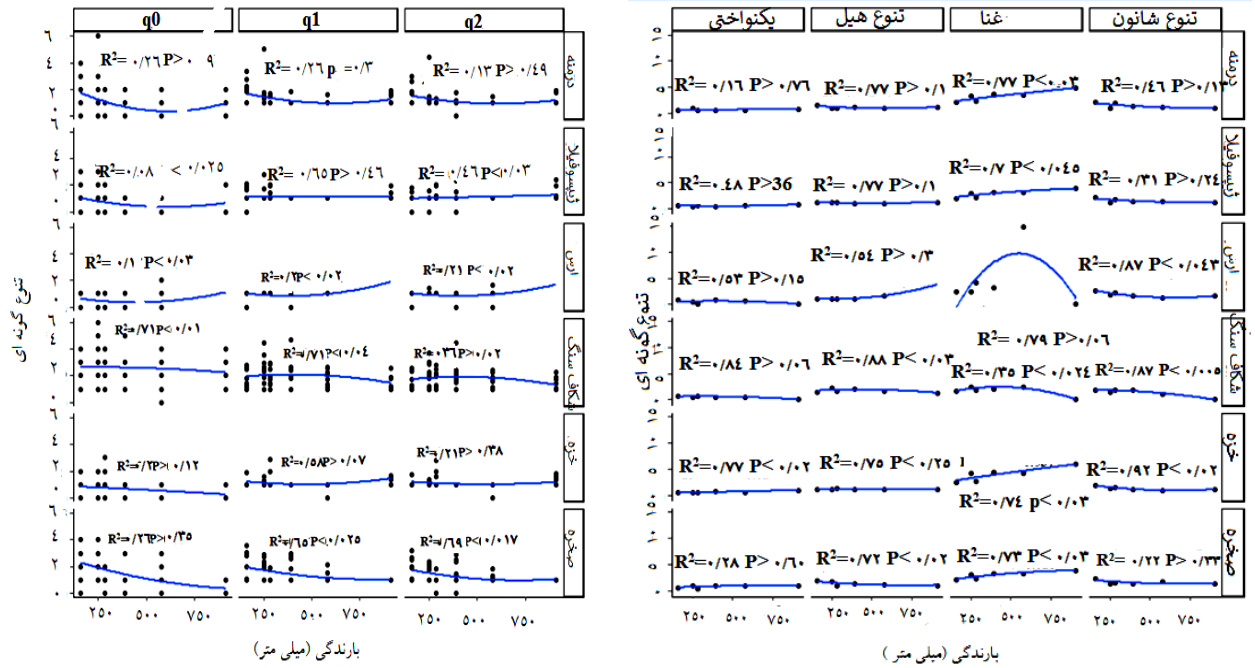
در پژوهش حاضر تنوع گونه‌ای و یکنواختی در امتداد گرادیان بارندگی کاهش یافت ولی افزایش بارندگی باعث افزایش غنای گونه‌ای شد. کاهش تنوع گونه‌ای در طول گرادیان بارشی احتمالا تحت تاثیر عوامل محیطی و زیستی دیگری همچون فاکتورهای خاک، دما و برهمکنش‌های زیستی قرار گرفته است





شکل ۴. تأثیر موقعیت مکانی زیست پناه‌های زنده و غیرزنده در گرادیان بارندگی بر تنوع گونه‌ای در موقعیت مکانی زیر اشکوب و فضای باز(الف) و غنا (ب)

(۵۷). در رویشگاه‌های مرطوب و با میانگین بارشی بالا که منابعی مانند نور، آب و مواد معدنی بیشتری وجود دارد رقابت بیشتری نیز وجود دارد و گونه‌های گیاهی ضعیف‌تر در فرآیند رقابت حذف می‌شوند که باعث کاهش یکنواختی می‌گردد (۵۸). در مقابل، به علت رطوبت و منابع غذایی بیشتر در انتهای گرادیان بارندگی، نظیر سایت سرعلی آباد و توسکستان غنای گونه‌ای افزایش یافت (۱۱). در رویشگاه‌های خشک تا نیمه‌خشک به علت رقابت کم گیاهان برای تصاحب مساحت



شکل ۵. تغییرات شاخص‌های تنوع در زیست‌پناه‌های زنده و غیرزنده در امتداد گرادیان بارندگی .

بیشتر، تفاوت در ریخت‌شناسی و وجود قشرهای هیدرولوژیکی و خاکی (ادافیکی) ناشی از فعالیت انسان‌ها، جوامع گیاهی آشیان اکولوژیکی محدودتری نسبت به مناطق مرطوب دارند (۲) بنابراین یکنواختی بیشتری نیز در سایت‌های خشک به وجود آمد.

اثرات گرادیان بارندگی و زیست‌پناه‌ها بر شاخص‌های تنوع

در این پژوهش درمجموع ۴ زیست پناه زنده (درمنه، خزه، ارس و جیپسوفیلا) و ۲ زیست پناه غیرزنده (تخته‌سنگ و شکاف) در رخنمون‌های سنگی- آهکی انتخاب شدند که تأثیرهای متفاوتی بر شاخص‌های تنوع گونه‌ای در امتداد گرادیان بارندگی داشتند. بر طبق نتایج، تنوع گونه‌ای در زیست پناه‌های غیرزنده نسبت به زنده بیشتر شد و شکاف دارای بیشترین تنوع بود زیرا ریشه‌های گیاهان در داخل شکاف‌ها (شکاف های سنگ) فرو می‌روند (۴۹) و درز و شکاف‌های موجود بر سطح تخته‌سنگ‌ها سبب ذخیره آب و بهبود کیفیت خاک می‌شوند (۷۸). زیست پناه شکاف نسبت به خزه غنای کمتری داشت. زیرا شکاف‌ها معمولاً روی سطوح تخته‌سنگ‌ها هستند و در هنگام شب و یا در زمستان دمای سطح آن‌ها به‌شدت کاهش پیدا می‌کند و باعث می‌شود گیاهان در اثر کاهش دمای شدید از بین بروند (۶۷). پاورز و فرل (۶۰) و ویتی و همکاران (۷۸) اشاره کردند شکاف‌ها به علت شکل خاصی که دارند سبب تجمیع آب می‌شوند و از این طریق به افزایش استقرار گیاهان کمک می‌کنند. بالا بودن تنوع شکاف‌ها با وجود پایین بودن غنا به دلیل حضور برخی گیاهان می‌باشد که در این صورت یکنواختی افزایش پیدا می‌کند و منجر به افزایش تنوع می‌شود. به‌بیان‌دیگر چون شرایط سخت محیطی شکاف‌ها عامل محدودکننده است و هر گیاهی نمی‌تواند مراحل اولیه‌ی استقرار خود را در آنجا بگذراند، غنا کاهش پیدا می‌کند. در این پژوهش کمترین تنوع و غنا در زیراشکوب بوته درمنه به‌دست آمد. برخلاف نتایج این تحقیق جنگجو و همکاران (۴۶) مشاهده کردند که گیاه درمنه (*Artemisia kopetdaghensis* Krasch) هیچگونه همبستگی مکانی مثبت یا منفی با دو گیاه *Astragalus meschedensis* Bunge و

جدول ۴. نتایج تجزیه واریانس تاثیر زیست‌پناه‌های بر عوامل خرداقلیم و ویژگی‌های خاک در گرادیان بارندگی

متغیر مستقل	متغیر وابسته	معنی داری	آماره F	میانگین مربعات	درجه آزادی	مجموع میانگین مربعات	اشتباه معیار
گرادیان بارندگی×زیست‌پناه×موقعیت مکانی	نیتروژن (N)	۰/۰۰**	۳/۶۵	۰/۰۱	۵	۰/۰۸	۰/۰۰
گرادیان بارندگی×زیست‌پناه×موقعیت مکانی	کربن آلی	۰/۰۰***	۵/۱۲	۴/۸۰	۵	۲۳/۹۹	۰/۱۳
گرادیان بارندگی	فسفر(P)	۰/۰۰**	۳/۹۷	۵۲/۱۳	۵	۲۶۰/۶۷	۰/۴۵
زیست‌پناه×موقعیت مکانی	رطوبت خاک (Moisture)	۰/۰۱*	۵/۷۹	۷۷/۰۴	۱	۷۷/۰۴	۰/۳۳
گرادیان بارندگی×موقعیت مکانی	دمای خاک (Temperature)	۰/۰۰***	۶/۲۸	۶۶/۵۴	۵	۳۳۳/۷۴	۰/۳۵
گرادیان بارندگی	نور (Light)	۰/۰۰***	۵/۲۰	۵۴۳۳۶۰/۲۰	۵	۲۷۱۶۸۰۱/۰۱	۴۴/۷۹
زیست‌پناه×موقعیت مکانی	اسیدیته خاک (pH)	۰/۰۰**	۸/۴۳	۰/۱۲	۱	۰/۱۲	۰/۰۱۶
گرادیان بارندگی×زیست‌پناه	هدایت الکتریکی خاک (EC)	۰/۰۰***	۴/۱۷	۳۳۱۳/۸۳	۵	۱۶۵۶۹/۱۶	۳/۵۶
گرادیان بارندگی×زیست‌پناه	آهک (Caco3)	۰/۰۱**	۳/۱۹	۴۰/۴۳	۵	۲۰۷/۱۴	۰/۴۹
گرادیان بارندگی×زیست‌پناه×موقعیت مکانی	رس (Clay)	۰/۰۰**	۳/۷۰	۷۰/۷۹	۵	۳۵۳/۹۶	۰/۴۷
گرادیان بارندگی×زیست‌پناه×موقعیت مکانی	ماسه (Silt)	۰/۰۱**	۳/۲۸	۱۳۲/۷۲	۵	۶۶۳/۶۴	۰/۸۳
گرادیان بارندگی×زیست‌پناه×موقعیت مکانی	شن(Sand)	۰/۰۰**	۳/۵۳	۲۱۲/۴۸	۵	۱۰۶۲/۴۱	۰/۹۹
گرادیان بارندگی×زیست‌پناه×موقعیت مکانی	پتاسیم(K)	۰/۰۳**	۲/۸۲	۲۷۱۱۶/۲۲	۴	۱۰۸۴۶۴/۹۰	۱۱/۵۷
زیست‌پناه×موقعیت مکانی	سدیم(Na)	۰/۰۰**	۸/۷۸	۱۵۵۹/۶۳	۱	۱۵۵۹/۶۳	۱/۸۱۹

Acantholimon raddeanam نشان نداد و مشاهده کردند که مناسب‌ترین گونه پرستار گیاه بوته‌ای گون است و با این‌که جنگجو و آتشگاهی (۴۵) دریافتند که تنوع گونه‌ای در زیراشکوب *A. kopetdaghensis* تفاوت معناداری با شاهد نداشت اما بهداد و همکاران (۹) با مطالعه اثر ترکیبات فنلی گیاه درمنه خراسانی (*A. khorassanica* sub. *Karshfha*) بر رشد و فیزیولوژی گیاهچه برموس کپه داغی (*Bromus kopetdaghensis* sub. *Drobov*) دریافتند که این

ترکیبات سبب کاهش رشد وزن خشک برگ و ریشه و مقدار کلروفیل گیاهچه‌های بروموس شد. غلامی و همکاران (۳۳) با مطالعه اثر آللوپاتی (دگرآسیبی) گیاه درمنه دشتی (*A. herba alba Asso*.) بر صفات جوانه‌زنی و رشد گیاهچه در دو گونه یونجه و اسپرس به این نتیجه رسیدند که ترکیبات آللوپاتی درمنه دشتی سبب کاهش عامل‌های رشد و جوانه‌زنی در *Medicago sativa* L. و *Onobrychis sativa* L. شد. بنابراین احتمالاً به علت وجود اثر آللوپاتی گیاه درمنه (۶۴) در این پژوهش، تنوع و غنا در زیراشکوب این گیاه کاهش پیداکرده است.

زیست پناه خزه در بین سایر زیست پناه‌های زنده بیشترین تاثیر بر تنوع و در بین کلیه زیست پناه‌ها بیشترین غنا را داشت. درحالی‌که اسپاکوا و همکاران (۶۹) نشان دادند که با حذف لایه‌های خزه از بستر نهال‌های جوان رشد مجدد آن‌ها افزایش پیدا کرد، اما ونگ و همکاران (۷۶) بیان کردند که بریوفایت‌ها نقش غیرقابل تعویضی در احیا اکوسیستم‌های کارستی تخریب یافته بازی می‌کنند و خزه‌ها می‌توانند در شرایط زیست‌محیطی دشوار به‌خوبی رشد کنند و نقش مهمی در توالی گیاهان داشته باشند. بنابراین خزه‌ها با ایجاد بستر مرطوب و خاک مناسب، شرایط را برای استقرار دیگر گیاهان فراهم می‌کنند (۶۵) و سبب افزایش تنوع و غنا گونه‌ای می‌شوند. رخنمون‌های سنگی به‌وسیله احاطه کردن بعضی از مناطق و ایجاد شرایط خاص اقلیمی و هیدرولوژیکی تنوع زیستی یک زیستگاه را بالا می‌برند (۴۸). زیست پناه تخته‌سنگ بیشترین تنوع را بعد از شکاف داشت که به دلیل ایجاد محیط مرطوب و تازه‌تر در مجاورت خود، می‌باشد (۵۶) که می‌توان به این موضوع اشاره کرد که آب قابل‌دسترس تا ۱۹ روز پس از هر بارندگی در نزدیکی تخته‌سنگ‌ها قابل‌دسترس می‌باشد (۵۶). همچنین در فاصله‌ی ۰/۵ سانتی‌متری از یک‌تخته سنگ دمای سطح زمین ۷ درجه کمتر از فاصله‌ی ۵۰ سانتی‌متری آن است (۵۴) اما بر اساس نتایج ارائه‌شده غنای گونه‌ای در زیست پناه کمترین مقدار را به خود اختصاص داد که احتمالاً سطح سنگی بعضی از رخنمون‌ها به علت شیب زیادی که دارند خاک کمتری بر سطح خود دارند (۱۷). غنای زیست‌پناه جیپسوفیلا در مقایسه با خزه اختلاف معنی‌داری نداشت اما در مقایسه با سایر زیست پناه‌ها بیشترین غنا را بعد از خزه داشت. احتمالاً به دلیل اینکه جیپسوفیلا نقش گیاه همسایه را بازی می‌کند، به‌عنوان پناه‌گاهی، سبب حفاظت گیاهان کوچک‌تر مجاور خود از سرمازدگی در شب‌های زمستان، کاهش درجه حرارت در روز و افزایش رطوبت در مجاورت خود می‌گردد (۵۴) و استقرار نهال‌های جوان را افزایش می‌دهد. تنوع زیست‌پناه جیپسوفیلا در مقایسه با تخته‌سنگ و شکاف کمتر بود و با سایر زیست پناه‌ها اختلاف معنی‌داری نداشت که احتمالاً به دلیل وجود رقابت بیشتر در همسایگی گیاه پرستار، استقرار نهال‌های جوان کاهش پیدا می‌کند (۷۷). غنای گونه‌ای در زیست‌پناه ارس نیز کمتر از خزه بود و تفاوت معنی‌داری داشت. علت اصلی کاهش در مقدار غنا زیست‌پناه ارس، اثر دگرآسیبی این گیاه بر گیاهان زیراشکوب خود می‌باشد که سبب کاهش جوانه‌زنی و استقرار نهال‌های جوان در زیراشکوب خود می‌شود (۴۰، ۸۱).

تأثیر زیست‌پناه‌های زنده و غیرزنده بر ویژگی‌های خرداقلیم و خاک در امتداد گرادیان بارندگی

بررسی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در مناطق اقلیمی مختلف خشک و مرطوب نشان دهنده این است که این خصوصیات در مناطق مختلف آب و هوایی (مقیاس اکوسیستم) و در زیست‌پناه‌ها (مقیاس چشم انداز) در حالت موقعیت مکانی زیراشکوب و فضای باز (مقیاس لکه) تفاوت معنی‌داری نشان دادند. نتایج تحقیقات مختلف همانند نتایج تحقیق حاضر، اثر مثبت تاج پوشش اشکوب فوقانی بر تاج پوشش گیاهان و پوشش کف و از طرفی تاثیر منفی قطع درختان بر اکوسیستم‌های جنگلی نشان داده است (۳۱،۳۵). در بررسی تاثیر درختان بلوط آبی (*Quercus douglasii*) در بررسی حاصلخیزی خاک بیان شد که درختان بلوط آبی مناطقی با کیفیت خاک بالا در زیر تاج پوشش خود ایجاد می‌کنند (۱۴) و کیفیت خاک بطور قابل توجهی نسبت به مراتع مجاور بهتر

می‌باشد. در واقع بخش رس خاک با تشکیل کمپلکس‌های آلی –معدنی و جذب سطحی مواد هوموسی به حفظ ماده آلی در خاک کمک می‌کند. همچنین بر اساس نتایج جعفری و همکاران (۴۲) مقدار ماده آلی خاک با شاخص تنوع سیمپسون همبستگی معنی‌داری نشان داد. نتایج نشان داد میزان نور، دما و رطوبت در مناطق آب و هوایی (اکوسیستم) متفاوت است و زیست‌پناه‌های زنده همچون درمنه (*A. aucheri*) و خزه (Moss) و پرونوس (*Prunus pseudoprostrata* Pojark) و ارس خوابیده (*J. communis*) در تعدیل دمایی بین زیراشکوب گونه‌ها و فضای باز نقش موثری داشته است. نتایج خرداقلیم با تحقیق جنگجو (۴۴) در بررسی کنش‌های متقابل بین گیاه درمنه کوهی (*A. aucheri*) و برموس (*Bromus kopetdaghensis*) مطابقت دارد. در نتایج پژوهش حاضر فسفر در اقلیم‌های مختلف تفاوت معنی‌داری نشان داد. بر اساس نتایج حیدری و همکاران (۳۷) در واقع مواد آلی محلول در خاک برای جذب شدن در سطح رس‌ها با فسفات رقابت می‌کند و باعث افزایش فسفر خاک می‌شود. بررسی تنوع گونه‌ای و غنا در زیراشکوب گیاه پرستار در رخنمون‌های سنگی اقلیم‌های مختلف نشان داد ترکیب گونه‌ای در اقلیم‌ها (مقیاس اکوسیستم) و در زیست‌پناه‌های مختلف (مقیاس چشم انداز) تفاوت معناداری دارد (جدول ۱). تنوع و غنا در مقیاس لکه در زیراشکوب و فضای باز برابر بود. در گرادیان خشکی عامل خشکی در کاهش تنوع، ترکیب و غنای گونه‌ای موثر بوده و ممکن است به دلیل شیب رطوبتی گرادیان بارندگی در شرایط خشک و نیمه‌خشک و رطوبت بوده است که تنوع گونه‌ای را به طور معناداری در تنش خشکی و کمبود رطوبت محیط محدود کرده است. همانند اثر بارندگی اثر همزمان مکان و بارندگی بر تنوع گونه‌ای و غنا معنا دار شد و شرایط اکوسیستمی ویژه در زیست‌پناه‌های غیرزنده که محیط‌های پر تنش محسوب شده و سازگاری کمتری با استرس‌های محیطی دارند نسبت به زیست‌پناه زنده تفاوت بیشتری در تنوع و غنای گونه‌ای نشان می‌دهند. در مراتع حضور تاج‌پوشش گونه‌ای پرستار در تعدیل عوامل محیطی نقش بیشتری داشته و با ایجاد خرد اقلیم و جزایر حاصلخیزی شرایط را برای حضور گونه‌های همراه فراهم آورده و در تنوع و ترکیب منطقه موثر هستند (۳۸). در مطالعات محققان قبلی نیز همانند نتایج پژوهش حاضر، افزایش اثر تسهیل کننده‌گی تاج پوشش گیاهان بوته‌ای را از طریق تعدیل استرس خشکی نشان داده‌اند (۱۰، ۱۲، ۱۹، ۶۳).

اثر متقابل زیست پناه‌ها و بارندگی

یکی از اهداف اصلی این پژوهش بررسی اثرات اصلی زیست پناه‌های زنده و غیرزنده در گرادیان بارندگی بود که این هدف محقق نشد که شاید این عدم اختلاف به دلیل شاخص‌های تنوع باشد که خود تحت تاثیر فاکتورهای دیگری از قبیل برهم کنش‌های زیستی و فاکتورهای خاک قرار می‌گیرد. گیاهان و سنگ‌های پرستار می‌توانند استرس غیرزیستی اعمال شده توسط محیط را بهبود بخشند. به عنوان مثال، سنگ‌های پرستاری شرایط خاک را بهبود نمی‌بخشند، در حالی که خاک‌های زیر گیاهان پرستار معمولاً دارای محتوای آلی، نیتروژن و پتاسیم بالاتری نسبت به مناطق باز هستند که ممکن است جوانه‌زنی و رشد را بیشتر تسهیل کند (۵۰). از سوی دیگر، نهال‌هایی که توسط سنگ‌های پرستاری محافظت می‌شوند، در هیچ مرحله‌ای از رشد با پرستار خود رقابت نمی‌کنند. در مقابل، نهال‌های زیر گیاهان پرستار ممکن است در حین رشد با پرستار خود رقابت کنند و نیازمندی‌های منابع آن‌ها تغییر کند (یعنی جابجایی‌های انتوژنتیکی) که در نهایت منجر به رشد و/یا بقای هر یک از طرفین می‌شود. برای مثال شرایط محیطی سخت در اکوسیستم‌های خشک جنوب شیلی، الگوهای استقرار درختچه *Myrcianthes coquimbensis* (Myrtaceae) در مدت ۴ سال بررسی کردند (۳۰). نتایج نشان داد که درختچه‌ها و صخره‌های پرستار شرایط محیطی مشابه را تغییر دادند. نتایج بررسی سنگ‌های پرستار در استقرار گیاهان در گراسلندهای جنوب آفریقا نشان داد که علاوه بر درختچه‌ها، به نظر می‌رسد رخنمون‌های صخره‌ای اثرات مثبتی بر استقرار گیاهان چوبی در

مراتع آفریقای جنوبی دارند که احتمالاً به عنوان ساختارهای نشستن برای پرندگان و ایجاد خرد رویشگاه‌های مطلوب بشمار می‌روند (۲۵ ، ۲۶).

نتیجه‌گیری

دراین تحقیق با افزایش بارندگی، شاخص غنا روند افزایشی نشان داد. اما ممکن است تنها با افزایش بارش و رطوبت زیستگاه، لزوما تنوع زیستی افزایش نیابد و حتی شاخص یکنواختی کاهش یابد و تنوع گونه‌ای تحت تاثیر فاکتورهای دیگری باشد. تنوع گونه‌ای در زیست پناه‌های غیرزنده افزایش بیشتری نسبت به زیست پناه‌های زنده داشت. بنابراین توجه و اهمیت به زیست‌پناه‌های غیرزنده موجود در طبیعت همانند تخته سنگ‌ها و یا کارن‌ها و بهبود شرایط محیطی زیست‌پناه‌های زنده سبب بهبود شرایط اکولوژیکی یک رویشگاه و افزایش استقرار گیاهان بشود. به نظر می‌رسد تاثیر نسبی زیست‌پناه‌ها تحت تاثیر دو فاکتور حضور گراس‌های دیگر و افزایش رقابت با افزایش بارندگی منطقه و نیز حضور نسبی گیاه پرستار قرار داشته است. هرچه اقلیم مرطوب می‌شود اهمیت پرستاری بوته‌ها و زیست پناه‌ها کاهش و رقابت بیشتر می‌شود. تنها مورد استثنا خزه‌ها هستند که کاملا تحت تاثیر رطوبت نسبی محیط قرار دارند که با افزایش رطوبت نسبی محیط حضور خزه‌ها بیشتر می‌شود و به عبارت دیگر آن‌ها جایگزین زیست‌پناه‌های غیرزنده می‌شوند. عوامل مختلفی بر حضور و ترکیب گونه‌های گیاهی در اکوسیستم تاثیر می‌گذارند که حاصل رابطه متقابل عوامل محیطی، خاکی، توپوگرافی و زیستی است به عبارت دیگر می‌توان گفت که گونه‌ها و جوامع گیاهی هر منطقه در نتیجه ترکیب عوامل بوم شناختی آن منطقه شکل می‌گیرند که هر کدام از آن‌ها معرف یکدیگرند.

سپاسگزاری

این تحقیق بخشی از اطلاعات پایان‌نامه کارشناسی ارشد با کد طرح ۴۷۳۹۵ و پایان‌نامه دکتری با کد طرح ۳/۴۹۴۷۲ که در دانشگاه فردوسی مشهد انجام شده است، از اینرو از مسوولین محترم آزمایشگاه دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست جهت انجام آزمایش‌های خاک‌شناسی کمال تشکر و قدردانی را داریم.

منابع مورد استفاده

1. Akbarzadeh, F., H. Hasanpour and S. Emamgholizadeh 2016. Groundwater Level Prediction of Shahrood Plain using RBF Neural Networks. *Journal of Watershed Management Research* 7(13): 104-118. (In Persian)
2. Akhani, H., P. Mahdavi, J. Noroozi and V. Zarrinpour 2013. Vegetation patterns of the Irano-Turanian steppe along a 3,000 m altitudinal gradient in the Alborz Mountains of Northern Iran. *Folia Geobotanica* 48 (2): 229-255.
3. Azarakhshi, M. Farzadmehr, J. M. Islah and H. Sahabi 2012. Investigating the trend of annual and seasonal changes in precipitation and temperature parameters in different climatic regions of Iran, *Journal of Range and Watershed* 66(1): 1-16. (In Persian)
4. Bahmanesh, B. 2015. investigation of some bio-environmental factors on the distribution of medicinal plants in Cheharbagh pastures of Gorgan, MSc thesis, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran. (In Persian)
5. Barthlott, W., A. Gröger and S. Porembski 1993. Some remarks on the vegetation of tropical inselbergs: diversity and ecological differentiation. *Biogéographie* 69(3): 105-124.
6. Bashirzadeh, M., R. P. Shefferson, and M. Farzam, 2022b. Plant–plant interactions determine natural restoration of plant biodiversity over time, in a degraded mined land. *Ecology and Evolution* 12, e8878. https : //doi .org/10.1002/ece3.8878.
7. Bashirzadeh, M., S. Soliveres, M. Farzam and H. Ejtehadi 2022a. Plant–plant interactions determine taxonomic, functional and phylogenetic diversity in severe ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 31(4): 649–662.
8. Baumeister D. and R. M. Callaway 2006. Facilitation by *Pinus flexilis* during succession: A hierarchy of mechanisms benefits other plant species. *Ecology*, 87: 1816-1830.
9. Behdad A., P. Abrishamchi and M. Jankju 2014. Relation to phonology, phenolics content and allelopathic effect of

Artemisia khorassanica Krasch. on growth and physiology of *Bromus kopetdaghensis* Drobov. *Journal of Plant Research (Journal of Biology of Iran),* 28(2): 244-256. (In Persian)
10. Bertness, M. D. and R. Callaway 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 9(5), 191–193. https://doi. org/10.1016/0169-5347(94)90088-4
11. Brenes-Arguedas, T., P. D. Coley, and T. A. Kursar 2009. Pests vs. drought as determinants of plant distribution along a tropical rainfall gradient. *Ecology* 90(7): 1751-1761.
12. Brooker, R. W. and T. V. Callaghan 1998. The balance between positive and negative plant interactions and its relationship to environmental gradients: A model. *Oikos* 81:196–207. https://doi. org/10.2307/3546481.
13. Bruno, J. F., J. J. Stachowicz, and M. D. Bertness 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 119–125 https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)00045-9
14. Bush, J. K. and O. W. Van Auken 2015. Comparison of a managed and unmanaged Quercus stellata (post oak) community. *Phytologia* 97: 252-264.
15. Callaway, R. M. 1995. Positive interactions among plants. *The Botanical Review*, *61*: 306-349.
16. Callaway, R. M. and L. R. Walke 1997. Competition and facilitation: A synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology*, 78: 1958-1965. https://doi.org/10.1890/0012- 9658.
17. Carlucci, M.B., L.D. Duarte and V.D. Pillar 2011. Nurse rocks influence forest expansion over native grassland in southern Brazil. *Journal of Vegetation Science* 22:111-119.
18. Catorci, A., L. Malatesta, J. L. Velasquez, F.M. Tardella and H. Zeballos 2015.The interplay of nurse and target plant traits influences magnitude and direction of facilitative interactions under different combinations of stress and disturbance intensities in Andeandry grassland. *Journal of Plant Ecology* 9(3): 296-310.
19. Chen, H., J. Liu, K. Wang and W. Zhang 2011. Spatial distribution of rock fragments on steep hillslopes in karst region of northwest Guangxi, China. *Catena* 84(1-2): 21-28.
20. Crowther, J. 1987. Ecological observations in tropical karst terrain, West Malaysia. II. Rainfall interception, litterfall and nutrient cycling. *Journal of Biogeograohy* 14(2):145–155.
21. Dinarund, M., H. Ejtehadi, M. Jalloh, and B. Anderzian 2015. Species diversity and identification of plant functional groups in wooded pastures of Shimbar protected area in Khuzestan province. *Journal of Applied Ecology*, 5 (15): 35-38. (In Persian)
22. Ejtehadi, H. A. Sepehri and H. R. Akkafi 2018. Methods Measurement of biodiversity. The Printing and Publishing Company of Ferdowsi University of Mashhad, Iran. (In Persian)
23. Eliason, S. A. and E. B. Allen 1997. Exotic grass competition in suppressing native shrubland re-establishment. *Restoration Ecology* 5(3): 245-255.
24. Esgario, C. P., A. P. Fontana, and A. G. Silva 2009. The vascular flora over rock at Alto Misterioso, a prioritzed area for Atlantic Forest conservation in Espírito Santo State southeastern Brazil. *Natureza online* 7(2): 80-91. (In Portuguese)
25. Fenner, M. 1989. Ecology of soil seed banks. Chapman Hall, London.
26. Fenner, M. K and K. Thompson 2005. The ecology of seeds. Cambridge University Press. Cambridge.
27. Filazzola, A., M. Westphal, M. Powers, A. R. Liczner, Smith D. A. Woollett, B. Johnson, and C. J. Lortie, 2017. Non-trophic interactions in deserts: Facilitation, interference, and an endangered lizard species. *Basic and Appllied Ecology* 20: 51–61. https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.01.002
28. Flores, J. and E. Jurado 2003. Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments? *Journal of Vegetation Science* 14(6): 911-916.
29. Fujita, T. 2014. Ficus natalensis facilitates the establishment of a montane rain-forest tree in south-east African tropical woodlands. *Journal of Tropical Ecology* 30: 303-310
30. Fujita, T. and K. Mizuno 2015. Role of nurse rocks on woody plant stablishment in a South African grassland. *Tropics* 24 (2): 57-64.
31. García-Guzman, P. P. Andrea, E. Loayza, L. Danny, L. Carvajal, and A. S. Francisco 2012. The ecology, distribution and conservation status of *Myrcianthes coquimbensis*: a globally endangered endemic shrub of the Chilean Coastal Desert, *Ecology and Diversity* 5(2): 197-204, DOI: 10.1080/17550874.2011.583286
32. Germino, M. J., W. K. Smith, and A. C. Resor 2002. Conifer seedling distribution and survival in an alpine-treeline ecotone. *Plant Ecology* 162(2): 157-168.
33. Gholami, J., F. Esfandiar, and M. Bakhtiar 2012. Changes in vegetation indicators under the reclamation operation of Qarq in the central Zagros mountain pastures (case study: Dishmuk area in Kohgiluyeh and Boyer Ahmad provinces). *Journal of plant ecosystem protection* 1 (2): 1-14. (In Persian)
34. Gomez J. M., R. Zamora and J. L. Boettinger 2005. Canopy vs. soil effects of shrubs facilitating tree seedlings in Mediterranean montane ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 16:191- 198
35. Gray A. N. and T. A. Spies 1996. Gap size, within-gap position and canopy structure effects on conifer seedling establishment. *Journal of Ecology* 84 (5): 635-645.

36. Haussmann, N.S., M. A. Mcgeoch and J. C. Boelhouwers 2010. Contrasting nurse plants and nurse rocks: The spatial distribution of seedlings of two sub-Antarctic species. *Acta Oecologica* 36:299- 305.
37. Heydari, M., H. Poorbabaei, O. Esmailzadeh, A. Salehi, and J. EshaghiRad 2014 .Indicator plant species in monitoring forest soil conditions using logistic regression model in Zagros Oak (*Quercus brantii* var.persica) forest ecosystems, Ilam city, *Journal of Plant Research (Iranian Journal of Biology)* 27(5): 811-828. (In Persian)
38. Holzapfel, C. and B. E. Mahall 1999. Bidirectional facilitation and interference between shrubs and annuals in the Mojave Desert. *Ecology* 80(5): 1747–1761. https://doi.org/10.1890/0012- 9658.
39. Hopper, S. D. 1977. The structure and dynamics of a hybrid population of *Anigozanthos manglesii* D. Don and *A. humilis* Lindl.(Haemodoraceae). *Australian Journal of Botany 25*(4): 413-422.
40. Horman, C. S. and V. J. Anderson 2003. Understory species response to Utah juniper litter. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives* 56(1): 68-71.
41. Jacobi, C. M., F. F. Do Carmo, R. C. Vincent and J. R. Stehmann 2007. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodiversity and Conservation* 16(7): 2185-2200.
42. Jafari Haghighi, M. 1382. Methods of soil analysis, sampling and important physical and chemical analyzes with emphasis on theoretical and practical principles. Nadayi Zohi Publishing House, Iran. (In Persian)
43. Jafarian, Z., A. Karimzadeh, J. Ghorbani, and M. Akbarzadeh 2013. Identification of ecological species groups and environmental factors affecting them. *Journal of Environmental Science* 37(59): 77-88. (In Persian)
44. Jankju, M. 2010. Interactions between *Artemisia aucheri* Boiss and *Bromus tectorum* L: Case study, steppic rangeland of Nasr-Abad, Yazd, Iran. *Iranian Journal of Biology*, 22(3): 381-391. (In Persian)
45. Jankju, M. and Z. Atashgahi, 2012. Comparison of species diversity in the underbrush of pasture bushes, inside stone mulch and straw mulch (case study: mounded pastures of Karnak, North Khorasan). *Journal of Rangeland* 6(3): 198-207. (In Persian)
46. Jankju, M., H. Ejtehadi and H. Hassanpour. 2010. Spatial correlation between shrubs plants and perennial grasses. *Rangeland* 4(1): 12-22. (In Persian)
47. Jumpponen, A., H. Väre, K.G. Mattson, R. Ohtonen, and J.M. Trappe (1999). Characterization of 'safe sites' for pioneers in primary succession on recently deglaciated terrain. *Journal of Ecology* 87: 98-105. https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00328.x
48. Larson, D. W., U. Matthes, J. A. Gerrath, N. W. K. Larson, J. M. Gerrath, J. C. Nekola, and A. Charlton 2000. Evidence for the widespread occurrence of ancient forests on cliffs. *Journal of Biogeography* 27 (2): 319-331.
49. Li, X. R., D. S. Kong, H. J. Tan and X. P. Wang 2007. Changes in soil and vegetation following stabilisation of dunes in the southeastern fringe of the Tengger Desert, China. *Plant and Soil* 300(1-2): 221-231.
50. Loayza, A. P., M. A. Herrera-Madariaga, D. E. Carvajal, P. García-Guzmán, and F. A. Squeo 2017. Conspecific plants are better 'nurses than rocks: consistent results revealing intraspecific facilitation as a process that promotes establishment in a hyper-arid 'environment. *AoB Plants* plx056.1-13.
51. Manzané-Pinzón, E., G. Goldstein and S. A. Schnitzer 2018. Does soil moisture availability explain liana seedling distribution across a tropical rainfall gradient? *Biotropica* 50(2): 215-224.
52. Montesinos D, M. Verdu and P. Garcia-Fayos 2007. Moms are better nurses than dads: gender biased self-facilitation in a dioecious Juniperus tree. *Journal of Vegetation Science* 18:271-280.
53. Munguia-Rosas M. A. and V. J. Sosa 2008. Nurse plants vs. nurse objects: Effects of woody plants and rocky cavities on the recruitment of the Pilosocereus leucocephalus columnar cactus. *Annals of Botany* 101:175-185.
54. Nobel, P. S., P. M. Miller, and E. A. Graham. 1992. Influence of rocks on soil temperature, soil water potential, and rooting patterns for desert succulents. *Oecologia* 92(1): 90-96.
55. Noy-Meir I. 2001. Ecology of wild emmer wheat in Mediterranean grasslands in Galilee. *Israel Journal of Plant Sciences* 49:43- 52.
56. Peters, E. M., C. Martorell, and E. Ezcurra. 2008. Nurse rocks are more important than nurse plants in determining the distribution and establishment of globose cacti (Mammillaria) in the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of arid environments* 72(5): 593-601.
57. Pinzone, P., D. Potts, G. Pettibone, and R. Warren 2018. Do novel weapons that degrade mycorrhizal mutualisms promote species invasion? *Plant Ecology* 219: 539–548. doi: 10.1007/s11258-018-0816-4
58. Porembski, S. and W. Barthlott, 2000. Granitic and gneissic outcrops (inselbergs) as centers of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. *Plant Ecology* 151(1): 19-28.
59. Porembski, S., R. Seine and W. Barthlott 1997. Inselberg vegetation and the biodiversity of granite outcrops. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, 80: 193-199.
60. Powers R. F. and G. T. Ferrell. 1996. Moisture, nutrient, and insect constraints on plantation growth: the ''Garden of Eden'' study. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 26 (1/2): 126–144**.**
61. Rafiee, F., M. Bashirzadeh, H. Zare, H. Ejtehadi and M. Farzam 2023. Nurse shrubs influence plant biodiversity across environmental gradients in rocky outcrops and surrounding rangelands. *Journal of Vegetation Science*, 34,

e13188. Available from: https://doi.org/10.1111/ jvs.13188
62. Rafiee, F., H. Ejtehadi, M. Farzam, H. Zare and M. Bashirzadeh 2022. Changes in plant biodiversity facets of rocky outcrops and their surrounding rangelands across precipitation and soil gradients. *Scientific Reports*, 12, 9022. Available from: https://doi. org/10.1038/s41598-022-13123-2
63. Rahmanian, S., M. Hejda, H. Ejtehadi, M. Farzam, P. Pyšek and F. Memariani. 2020. Effects of livestock grazing on plant species diversity vary along a climatic gradient in northeastern Iran. *Applied Vegetation Science* 23: 551-561.
64. Samedani, B., and M.A. Baghestani, 2004. Comparison of allelopathic activity of different Artemisia species on seed germination rate and seedling growth of Avena ludoviciana . *Pajouhesh & Sazandegi* 68 : 69-74
65. Sedia, E. G. and J. G. Ehrenfeld 2003. Lichens and mosses promote alternate stable plant communities in the New Jersey Pinelands. *Oikos* 100 *(3)*: 447-458.
66. Sehhati, M. T., A. Sepehr, M. R. Ekhtesasi, and A. Goudie. 2015. The eco-geomorphological roles of rocky deep crevices for water supply on arid zone mountain slopes (case study: Mehriz–Yazd, Iran). *Environmental Earth Sciences* 74 (1): 493-504.
67. Sirvydas, A., P. Lazauskas, A. Stepanas, J. Nadzeikiene, and P. Kerpauskas, 2006. Plant temperature variation in the thermal weed control process. *Journal of Plant Diseases and Protection* 20 *(2)*: 355-361.
68. Sortibrán, L., M. Verdú, and A.Valiente-Banuet 2014. Nurses experience reciprocal fitness benefits from their distantly related facilitated plants. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics* 16(5): 228-235.
69. Špačková, I., I. Kotorová, and J. Lepš, 1998. Sensitivity of seedling recruitment to moss, litter and dominant removal in an oligotrophic wet meadow. *Folia Geobot* 33: 17–30. https://doi.org/10.1007/BF02914928
70. Tuomisto, H. 2010a. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33: 2-22.
71. Tuomisto, H. 2010b. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. *Ecography* 33:23-45.
72. Urbanska, K. M. 1997. Safe sites-interface of plant population ecology and restoration ecology. Restoration Ecology and Sustainable Development. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
73. Van Uytvanck, J., D. Maes, D. Vandenhaute and M. Hoffmann 2008. Restoration of woodpasture on former agricultural land: the importance of safe sites and time gaps before grazing for tree seedlings. *Biological Conservation* 141(1): 78-88.
74. Vieira I. C. G., C. Uhl and D. Nepstad 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham as a succession facilitator in an abandoned pasture, Paragominas, Amazonia. *Vegetatio* 115:91-99.
75. Wang, S. J., Q. M. Liu, and D. F. Zhang 2004. Karst rocky desertification in southwestern China: geomorphology, landuse, impact and rehabilitation. *Land Degradation & Development* 15(2): 115-121.
76. Wang, S., Z. Zhang, and Z. Wang, 2015. Bryophyte communities as biomonitors of environmental factors in the Goujiang karst bauxite, southwestern China. *Science of the Total Environment* 538: 270-278.
77. Watkinson, A. R., and J. C. Powell 1993. Seedling recruitment and the maintenance of clonal diversity in plant populations-a computer simulation of Ranunculus repens. *Journal of Ecology* 81 (4): 707-717.
78. Witty, J. H., R. C. Graham, K. R. Hubbert, J. A. Doolittle and J. A. Wald 2003. Contributions of water supply from the weathered bedrock zone to forest soil quality. *Geoderma* 114 (3-4): 389-400.
79. Wood, D. M. and W. F. Morris 1990. Ecological constraints to seedling establishment on the pumice plains, Mount St. Helens, Washington. *American Journal of Botany* 77(11): 1411-1418.
80. Yoshihara, Y., T. Sasaki, T. Okuro J. Undarmaa and K. Takeuchi 2010. Cross-spatial-scale patterns in the facilitative effect of shrubs and potential for restoration of desert steppe. *Ecological Engineering* 36:1719-1724
81. Young, G. P. and J. K. Bush 2009. Assessment of the allelopathic potential of Juniperus ashei on germination and growth of *Bouteloua curtipendula*. *Journal of Chemical Ecology* 35 (1): 74-80.
82. Zare Chahouki, M. A., A. Zare Chahouki and M. Zare Ernani 2010. Effects of topographic and edaphic characteristics on distribution of plant species in Eshtehard rangelands . *Journal of Range and Watershed Management, Iranian Journal of Natural Resources* 63 (3): 331-340. (In Persian)
83. Zarrinkafsh, M. K. 1998. Forestry soil interaction of soil and plants regarding ecological factors ecosystems. *Research Institute of Forests and Rangelands*,Tehran. (In Persian)

The Effect of Living and Non-Living Safe Sites on the Species Diversity of Limestone Outcrops in the Rainfall Gradient

F. Rafiei[1], M. R. Kamjoo[2], H. Ejtihadi[1] and M. Farzam[2,3*]

(Received: May 10-2023; Accepted: October 28-2023)

Abstract

Safe sites are microhabitats that provide the basic requirements for seed dormancy breaking, germination, and seedling establishment. They reduce threats from seed predators, herbivores, pests, and competitors. We identified and assessed living and non-living safe sites in the rocky outcrops and their effects on species diversity at six sites along a rainfall gradient in the north of Iran. Four dominant plant species were considered as living safe sites, but crevices and rocks were attributed as the non-living safe sites. Ten transects of 10 meters long were established at each site, along the rainfall gradient. Plant abundance and canopy cover were measured for all species along the transects. Soil physiochemical properties, moisture and temperature were recorded at the safe sites along the transects and their adjacent open areas. Rainfall had a significant effect on species diversity in non-living and living safe sites. Abundance and evenness increased in all safe sites; diversity indices increased in living safe sites and decreased in non-living safe sites. Soil nitrogen, carbon, potassium, and clay were significantly higher under the nurse shrubs. Results of this research indicate the crucial role of safe sites in maintaining the diversity of plant species under the harsh conditions of stressful environments on the limestone outcrops.

Keywords: Nurse plants, Nurse rock, Environmental factors, Rock outcrop, Biodiversity, Iran

1. Quantitative Plant Ecology and Biodiversity Research Laboratory, Department of Biology, Faculty of Science, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran.
2. Department of Range and Watershed Management, Faculty of Natural Resources and Environment, Ferdowsi University of Mashhad, Iran.
3. School of Molecular and Life Sciences, Faculty of Science and Engineering, Curtin University, Australia.

*: Corresponding Author, Email: mjankju@um.ac.ir