نشریه بوم شناسی کشاورزی
جلد ۶، شماره ۱، بهار ۱۳۹۳، ص. ۶۹-۶۰

Journal of Agroecology
Vol. 6, No. 1, Spring 2014, p. 60-69

اثر سطوح مختلف حفاظت محیط زیست بر تنوع گونه‌های گیاهی

علیرضا باقری[1*]، رضا قربانی[2]، محمد بنایان اول[3] و اورس شافنر[4]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۰/۱۱/۱۲
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۰۴/۳۱

چکیده

نظر به اهمیت حفاظت از تنوع زیستی و ارزیابی فعالیت‌های حفاظتی این مطالعه میدانی طی بهار و تابستان سال ۱۳۸۹ با هدف مقایسه تنوع گیاهی دو منطقه تحت سطوح مختلف حفاظت، شامل منطقه حفاظت‌شده قرخود با چرای فصلی و پارک ملی گلستان با حفاظت کامل در برابر چرا به انجام رسید. از هر منطقه چهار تکرار انتخاب و در هر تکرار یک ویتاکر پلات اصلاح شده با ابعاد ۵۰×۲۰ متر در نظر گرفته شد که مقیاس نمونه‌برداری ۱، ۱۰، ۱۰۰ و ۱۰۰۰ مترمربع را پوشش می‌داد. نتایج به‌دست آمده نشان داد که میانگین غنای گونه‌ای بین مقیاس‌های مختلف مکانی در هر دو منطقه مورد مطالعه تفاوت معنی‌داری را نشان داد. علاوه بر این، روند تغییرات میانگین غنای گونه‌ای و درصد پوشش تاج گیاهی در مقیاس‌های مختلف نمونه‌برداری بین دو منطقه دارای تفاوت معنی‌دار بود، به‌طوری‌که سهم پارک ملی گلستان بیشتر بود. با این وجود، مقایسه شاخص‌های تنوع و یکنواختی شانون، سیمپسون، اسمیث- ویلسون و کامارگو تفاوت معنی‌داری را نشان نداد. به همین دلیل، برای بررسی دقیق‌تر و همچنین آگاهی از توزیع گونه‌ها از روش تجزیه و تحلیل SHE در سطح گونه و تیره‌های گیاهی استفاده شد. براساس نتایج به‌دست آمده توزیع گونه‌ها در هر دو منطقه از یک مدل لوگ نرمال تبعیت می‌کردند، علاوه بر این سهم مؤلفه غنای گونه‌ای در تنوع بیشتر از مؤلفه یکنواختی بود. همچنین توزیع تیره‌های گیاهی الگوی مدل‌های سری‌های لگاریتمی‌و لوگ نرمال را نشان می‌دادند و تنوع در سطح تیره به‌طور تقریباً یکسانی تحت تأثیر مؤلفه‌های غنای گونه‌ای و یکنواختی بود. در مجموع، می‌توان عنوان داشت که سطح حفاظت بیشتر در پاک ملی گلستان منجر به حفاظت بیشتر از تنوع گونه‌ای شده‌است.

واژه‌های کلیدی: پارک ملی، شدت بهره برداری، غنای گونه‌ای، مناطق حفاظت شده

مقدمه

حفاظت از گونه‌های بومی[5] و تنوع نقاط با تنوع زیستی بالا[6] به دلایل مختلفی انجام می‌شود. تنها نواحی کوچکی از کره زمین ظرفیت نگهداری بسیاری از گونه‌های زیستی را دارند که حفاظت از این مناطق ضروری و اقتصادی است. میِرس و همکاران (Myers et al., 2000) گزارش کردند که ۴۴ درصد از گونه‌های گیاهان آوندی و ۳۵ درصد از تمامی‌گونه‌ها از چهار گروه مهره داران در ۱/۴ درصد از کل کره زمین محدود شده‌اند. از این‌رو، اندازه‌گیری‌های حفاظتی برای کاهش تهدیدهای تنوع زیستی را می‌توان در نواحی با اولویت بالا در دستور کار قرار داد (Stohlgren et al., 2005).

مدیریت موفق اکوسیستم‌های طبیعی به آگاهی مدیریت از فرآیندهای تهدیدکننده محیط و الگو و شرایط محیطی پس آیند بستگی دارد. آگاهی از منابع و حفاظت از منابع طبیعی و بررسی تغییرات آن‌ها از طریق اندازه‌گیری و پایش‌ها، یک حلقه بازخوردی[7] و فعالیت حفاظتی توانا را در جهت‌دهی مدیریت منابع طبیعی ایجاد می‌کند. کمیت سنجی تنوع گونه‌ای یکی از اهداف اصلی در حفاظت از محیط زیست است (Olszewski, 2004). اندازه‌گیری‌های مقایسه ای تنوع گونه‌ای گیاهی و کارکردهای اکوسیستم در ارتباط با عوامل تخریب می‌تواند در پاسخ به سؤال‌های اساسی برای مدیریت اکوسیستم (مثلاً واکنش بلندمدت پوشش گیاهی به اختلال در سیستم یا شناسایی نشانه‌های مناسب برای ارزیابی سلامت اکوسیستم) راهگشا باشد (Metzger et al., 2005; Pueyoa et al., 2006).

مطالعات انجام شده در ارتباط با تغییر کاربری اراضی روی غنای گونه‌ای گیاهی و ترکیبات پوشش گیاهی در مراتع اکثراً در مقیاس‌های کوچکی انجام شده‌اند (Spiegelberger et al., 2006)،

۱، ۲ و ۳- به‌ترتیب استادیار پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه رازی کرمانشاه، استاد و دانشیار دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد
۴- رئیس مؤسسه تحقیقاتی بین‌المللی CABI
(*- نویسنده مسؤل: Email: a.bagheri@razi.ac.ir)

5- Endemism
6- Hotspot
7- Feedback loop

درحالی‌که الگوی غنای گونه‌ای و مکانیزم‌های مهم آن می‌تواند در مقیاس‌های مختلف مکانی بسیار قابل توجه باشد (Huston, 1999). در مقیاس اکوسیستم تعداد متعددی از میکروسایت‌ها وجود دارند، تنوع این میکروسایت‌ها می‌تواند توسط تغییرات توپوگرافی با مقیاس کوچک و اثر چرا (چرا در اثر کاهش برگ‌ها در قسمت‌های مختلف گیاه، حرکت و لگدمال کردن موجودات چرا کننده و همچنین مدفوع آنها، موجب افزایش میکروسایت‌ها شود) تحت تأثیر قرار گیرد. به نظر می‌رسد که مکان‌های ناهمسان با تعداد بالای میکروسایت‌ها می‌توانند گونه‌های مختلف گیاهی را حمایت کنند (Spiegelberger et al., 2006).

افزایش متفاوت غنای گونه‌ای با افزایش مقیاس مکانی ممکن است به دلیل وجود درجات مختلف ناهمگونی در مقیاس‌های مکانی وسیع باشد. در مقیاس کوچک‌تر، تعاملات اکولوژیکی بین افراد گونه‌های گیاهی در میان انواع کاربری‌های زمین متفاوت است و رقابت بین گونه‌ها در این گونه مقیاس‌ها تعیین‌کننده است. در مقیاس چراگاه‌ها فاکتورهایی مانند زمین شناسی، توپوگرافی، هیدرولوژی و مدیریت با ایجاد ماتریسی از زیستگاه‌های با ترکیب پوشش گیاهی متفاوت، روی غنای گونه‌ای گیاهی تأثیرگذار هستند (Haugo et al., 2010).

برخی اختلالات ناشی از تخریب ممکن است برای گونه‌های فرصت طلب و گونه‌های با چرخه زندگی کوتاه مزایایی را به همراه داشته باشد (Grime, 1979). علاوه بر این، تکامل همزمان گیاهان و گیاهخواران منجر به این امر شده‌است که برخی گونه‌های گیاهی به خوبی با چرا تطابق پیدا کنند، این در حالی است که برخی دیگر از گونه‌های گیاهی، اثرات منفی را تحت تأثیر چرا متحمل می‌شوند (Pueyoa et al., 2006). در آزمایش پویوآ و همکاران (Pueyoa et al., 2006)، در طول گرادیان شدت چرا درصد زمین بدون پوشش افزایش یافت. آنها همچنین مشاهده کردند که نسبت درختچه‌های چندساله با افزایش فشار چرا به‌طور معنی‌داری کاهش پیدا کرد که این امر اثر فشار چرا روی این گروه کارکردی اکوسیستم تائید می‌کند. آنها بر اساس مطالعات خود شواهدی را برای استفاده از برخی شاخص‌های مرتبط با شدت چرا ارائه کردند که شامل نسبت زمین بدون پوشش، درختچه‌های چندساله و فراوانی نسبی گونه‌های مقاوم به چرا بودند که البته این شاخص‌ها را نمی‌توان تعمیم داد و مطالعات بیشتری مورد نیاز است (Pueyoa et al., 2006).

علاوه بر ترکیب گونه‌ای، تنوع گونه‌ای نیز تحت تأثیر چرا قرار می‌گیرد. برخی محققین عنوان کرده‌اند که چرای متوسط می‌تواند از طریق برخی مکانیزم‌ها موجب افزایش تنوع گونه‌های گیاهی گردد (Naveh, 1979) که این مکانیزم عبارتند از: چرا معمولاً روی گونه‌های غالب شدیدتر است که این امر می‌تواند باعث کاهش رقابت این گونه‌ها با سایر گونه شود (Smith & Rushton, 1994)، اثرات مکانیکی ناشی از لگدمال کردن موجب تفکیک نیچ اکولوژیکی و باز شدن فضا بین گیاهان می‌شود (Heady & Child, 1994). مدیریت چرا شکلی از تخریب اکولوژیکی را نشان می‌دهد و مشاهده شده‌است که بیشترین سطح تنوع گونه‌ای در مقیاس کوچک (۰/۲۵ متر مربع) در چرای با سطح متوسط حفظ می‌شود (Cousins & Eriksson, 2008). در شدت کم چرا افزایش سطح رقابت بین گونه‌ای و کاهش احتمال استقرار پروپاگول‌ها و پوشش بلند و متراکم تر گیاهی را می‌توان انتظار داشت (Reitalu et al., 2010).

سازمان حفاظت محیط زیست ایران مناطق با ارزش زیست‌محیطی ایران جهت انجام فعالیت‌های حفاظتی را در قالب مناطق چهارگانه تقسیم کرده‌است که شامل پارک ملی، اثر طبیعی ملی، پناهگاه حیات وحش و مناطق حفاظت‌شده هستند. بنا بر تعریف رسمی سازمان حفاظت محیط زیست، منطقه حفاظت‌شده و پارک ملی به شرح زیر توصیف شده‌اند (Anonymous, 2012):

مناطق حفاظت شده: اراضی به نسبت وسیع با ارزش حفاظتی زیاد که با هدف حفظ و احیای رویشگاه‌های گیاهی و زیستگاه‌های جانوری انتخاب می‌شوند. مناطق حفاظت شده، محیط‌های مناسبی برای اجرای برنامه‌های آموزشی و پژوهش‌های زیست محیطی به شمار می‌آیند. انجام فعالیت‌های گردشگری و بهره‌برداری مصرفی و اقتصادی متناسب با نواحی هر منطقه و بر اساس طرح جامع مدیریت مناطق، مجاز است.

پارک ملی: مناطق طبیعی به نسبت وسیع و دارای ویژگی‌های خاص و اهمیت ملی به لحاظ زمین‌شناسی، بوم‌شناسی، جغرافیای زیستی و چشم‌انداز، با هدف‌های حفظ وضعیت زیستی و طبیعی، بهبود جمعیت گونه‌های جانوری و رویشگاه‌های گیاهی و همچنین بهره برداری تفرجی به عنوان پارک ملی انتخاب می شوند. پارک‌های ملی محل‌های مناسبی برای فعالیت‌های آموزشی، پژوهشی و گردشگری در طبیعت به شمار می‌آیند. به منظور حفاظت بنیادی از تنوع زیستی، ذخایر ژنتیکی، یکپارچگی اکولوژیک و چشم اندازها، فعالیت‌های مرتبط با بهره‌برداری‌های مصرفی و مسکونی در این مناطق مجاز نیست.

بر اساس تعاریف، سطح حفاظت مناطق حفاظت‌شده در مقایسه با پارک ملی کمتر بوده و برای پارک‌های ملی پشتوانه قانونی حفاظتی مستحکم‌تری نسبت به سایر مناطق حفاظت‌شده پیش بینی شده‌است. نظر به اهمیت حفظ تنوع زیستی و ارزیابی دو سطح حفاظتی مختلف، این آزمایش در دو ناحیه همجوار از مناطق حفاظت‌شده قرخود (واقع در استان خراسان شمالی) با چرای فصلی و پارک ملی گلستان (بخش‌های واقع در استان خراسان شمالی) با حفاظت کامل در برابر چرا، با هدف میزان تأثیر سطح حفاظت بر تنوع گونه‌ای و مؤلفه‌های آن مورد انجام شد.

مواد و روش‌ها

با هدف مقایسه تنوع گیاهی در دو منطقه تحت سطوح مختلف حفاظت، شامل پارک ملی گلستان و قسمت‌های همجوار منطقه حفاظت‌شده قرخود با پارک ملی گلستان واقع در استان خراسان شمالی، مطالعات صحرایی در اواخر بهار تا اواسط تابستان ۱۳۸۹ به انجام رسید. برای این منظور از هر یک از مناطق حفاظت‌شده قرخود و پارک ملی گلستان به تعداد چهار تکرار که از لحاظ عوارض جغرافیایی (مانند ارتفاع از سطح دریا) در شرایط یکسان بودند، به‌صورت تصادفی انتخاب شد. در هر تکرار یک ویتاکر پلات اصلاح شده (MWP[1]) با ابعاد ۵۰×۲۰ متر در یک ناحیه همگن از زیستگاه در نظر گرفته و در امتداد شیب اصلی به‌طور تصادفی قرار داده شد (شکل ۱) (Stohlgren et al., 1999). ویتاکر پلات اصلاح شده به‌صورت لایه لایه[2] بوده به این ترتیب که در درون پلات اصلی ذکر شده یک پلات فرعی ۱۰۰ مترمربع (۵ ×۲۰ متر) درست در وسط و دو پلات فرعی ۱۰ متر مربعی (۲ × ۵ متر) در زاویه‌های مقابل پلات اصلی قرار داده شد. ۱۰ پلات ۱ مترمربعی (۰/۵×۲ متر) نیز در درون MWP قرار گرفت که شش عدد از آنها در قسمت داخلی پلات ۱۰۰۰ مترمربعی و چهار پلات فرعی در قسمت خارجی پلات فرعی مرکزی ۱۰۰ مترمربعی قرار گرفتند.

غنای گونه‌ای (تعداد کل گونه‌های مشاهده شده) به‌طور جداگانه در همه مقیاس‌های مکانی نمونه‌برداری (در هر چهار پلات) ثبت شده و با استفاده از روش تجزیه واریانس و تجزیه رگرسیون مورد بررسی قرار گرفت.

در هریک از مناطق مورد مطالعه (پارک ملی گلستان و منطقه حفاظت‌شده قرخود) دو تکرار از چهار تکرار نمونه‌برداری از ناحیه دشت میرزابایلو و دو تکرار دیگر از ناحیه سولگرد برداشت شدند. از این‌رو، با استفاده از روش تجزیه واریانس اثر ناحیه نمونه‌برداری نیز مورد مقایسه قرار گرفت و بر این اساس ناحیه نمونه‌برداری به عنوان اثر تصادفی در نظر گرفته شد.

در پلات‌های فرعی یک متر مربعی که شامل مجموعاً ۴۰ پلات در هر منطقه بود، درصد پوشش گیاهی تمامی‌گونه‌های گیاهی به صورت چشمی‌تخمین زده شد. علاوه بر این، در مقیاس نمونه‌برداری، شاخص‌های تنوع و یکنواختی شانون، سیمپسون، اسمیث- ویلسون و کامارگو (معادلات ۱ تا ۴) با استفاده از نرم‌افزار Ecological Methodology v.6.0 محاسبه شده و پس از انجام تجزیه واریانس مورد بحث قرار گرفتند. همچنین تنوع[3] و مؤلفه‌های آن شامل یکنواختی[4] و ناهمگنی[5] با استفاده از روش تجزیه و تحلیل SHE توسط نرم‌افزار Biodiversity pro v.02 محاسبه شد.

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} pi \ln pi$$

معادله (۱)

که در این معادله، H': شاخص تنوع شانون- وینر، Pi: سهم افراد در گونه iام نسبت به کل نمونه که به صورت pi=ni/N تعریف می‌شود و S: تعداد گونه‌ها در کل نمونه می‌باشد.

$$D = \sum_{i=1}^{s} pi^2$$

معادله (۲)

D: شاخص تنوع سیمپسون، Pi: سهم افراد در گونه iام نسبت به کل نمونه که به صورت pi=ni/N تعریف می‌شود و S: تعداد گونه‌ها در کل نمونه می‌باشد.

$$E_{var} = 1 - \left[\frac{2}{\pi \arctan \left\{ \sum_{i=1}^{s} \left(\log e^{(n_i)} - \sum_{j=1}^{s} \log e^{\frac{n_j}{s}} \right)^2 / s \right\}} \right]$$

معادله (۳)

E_{var}= شاخص یکنواختی اسمیث و ویلسون، n_i= تعداد افراد گونه iام در نمونه (i=1, 2 3, …, s)، n_j= تعداد افراد گونه jام در نمونه (j=1, 2 3, …, s)، S= تعداد گونه‌ها در کل نمونه و رابطه ۳- شاخص یکنواختی کامارگو می‌باشد.

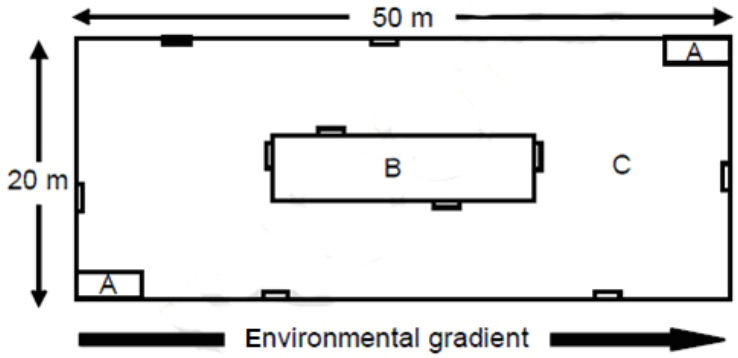
$$E' = 1 - \left(\sum_{i=1}^{s} \sum_{j=i+1}^{s} \left[\frac{|pi - pj|}{s} \right] \right)$$

معادله (۴)

که در این معادله، E': شاخص یکنواختی کامارگو، Pi: سهم گونه iام در کل نمونه، Pj: سهم گونه jام در کل نمونه و S: تعداد گونه‌ها در کل نمونه می‌باشد.

با توجه به عدم امکان جداسازی سهم غنای گونه‌ای و یکنواختی در شاخص تنوع و جداسازی شدت نمونه‌برداری از شاخص تنوع روش تجزیه و تحلیل SHE توسط بوزاس و هایک (Buzas & Hayek, 1998) برای حل این مشکلات پیشنهاد شد. در این روش،S: بیانگر غنای گونه‌ای، H: مؤلفه اطلاعات و E: بیانگر مؤلفه یکنواختی است. در واقع درک روشنی از غنای گونه‌ای، اطلاعات و یکنواختی برای فهم شاخص تنوع ضروری است. در یک جامعه علی‌رغم ثابت بودن مقدار اطلاعات، غنای گونه‌ای ممکن است افزایش یابد، اما شاخص تنوع تغییری را نشان ندهد. از سوی دیگر، اطلاعات ممکن است افزایش پیدا کند، اما یکنواختی جامعه ثابت بماند. روش تجزیه و تحلیل SHE امکان درک بهتر تنوع جوامع را فراهم می‌آورد.

1- Modified Whittaker Plot
2- Nested
3- Diversity
4- Evenness
5- Heterogeneity



شکل ۱- ویتاکر پلات اصلاح شده
Fig. 1- Modified Whittaker plot

از این روش برای آزمون انطباق داده‌ها با مدل‌های لوگ نرمال، لوگ سری و عصای شکسته مک‌آرتور نیز استفاده می‌شود (Hayek & Buzas, 1997). برای آگاهی بیشتر، مطالعه مقالات‌ها یک و بوزاس (Hayek & Buzas, 1997)، بوزاس و هایک (Buzas & Hayek, 1998) و باغانی و همکاران (Baghani et al., 2009) پیشنهاد می‌شوند.

برای تکمیل تجزیه تحلیل‌های مورد استفاده در این مطالعه از نرم‌افزارهای Excel 2007، Sigma Plot v.11.0 و SAS v.9.2 نیز استفاده شد.

نتایج و بحث

نتایج مربوط به میزان تأثیر ناحیه نمونه‌برداری، سطح حفاظت و اندازه واحدهای نمونه‌برداری بر میانگین غنای گونه‌ای نشان داد که سطح حفاظت و اندازه واحدهای نمونه‌برداری دارای ($p\leq۰/۰۱$) و همچنین اثرات متقابل آنها دارای تأثیر معنی‌داری ($p\leq۰/۰۵$) بر میانگین غنای گونه بودند (جدول ۱).

برش‌دهی اثرات سطح حفاظت در هر یک از سطوح مساحت واحدهای نمونه‌برداری نشان داد که در هر چهار واحد نمونه‌برداری ۱، ۱۰، ۱۰۰ و ۱۰۰۰ متر مربعی غنای گونه‌ای تحت تأثیر معنی‌دار سطح حفاظت قرار گرفت. میانگین مربعات اثر هر یک از سطوح حفاظت در هر یک از سطوح مساحت واحدهای نمونه‌برداری نشان داد که این اثرات معنی‌دار، یکسان نبودند؛ به طوری‌که در واحد نمونه‌برداری ۱ متر مربعی تفاوت میانگین غنای گونه‌ای بین منطقه حفاظت‌شده قرخود و پارک ملی گلستان ($p\leq۰/۰۵$) معنی‌دار بود. این در حالی بود که در واحدهای نمونه‌برداری ۱۰، ۱۰۰ و ۱۰۰۰ متر مربع تفاوتی معنی‌دار با سطح احتمال $p\leq۰/۰۱$ بین پارک ملی گلستان و منطقه حفاظت‌شده قرخود مشاهده شد. اسپیگلبرگر و همکاران (Spiegelberger et al., 2006) در ارزیابی تنوع گونه‌ای چراگاه‌های مختلف از روش نمونه‌برداری ویتاکر پلات اصلاح شده‌استفاده کردند و گزارش کردند که با افزایش مساحت پلات نمونه‌برداری، میانگین غنای گونه‌ای افزایش یافت. هوستون (Huston, 1999) بیان کرد که الگوی غنای گونه‌ای و مکانیزم‌های مهم آن می‌تواند در مقیاس‌های مختلف مکانی بسیار متفاوت باشد. افزایش متفاوت غنای گونه‌ای با افزایش مقیاس مکانی ممکن است به دلیل وجود درجات مختلف ناهمگونی در مقیاس‌های مکانی مختلف، زیاد باشد. در مقیاس کوچک‌تر، تعاملات اکولوژیکی بین افراد گونه‌های گیاهی در میان انواع کاربری‌های زمین متفاوت است و رقابت بین گونه‌ها در این گونه مقیاس‌ها تعیین‌کننده است. در مقیاس چراگاه‌ها، فاکتورهایی مانند زمین‌شناسی، توپوگرافی، هیدرولوژی و مدیریت با ایجاد ماتریسی از زیستگاه‌های با ترکیب پوشش گیاهی متفاوت، روی غنای گونه‌ای گیاهی تأثیرگذار هستند (Haugo et al., 2010).

توجه به واریانس بین این دو منطقه نشان می‌دهد که تفاوت بین میانگین غنای گونه‌ای با افزایش اندازه واحد نمونه‌برداری از ۱ تا ۱۰۰۰ متر مربع افزایش یافته است (جدول ۲). مقایسه شیب خط معادله برازش داده شده بر داده‌های مربوط به میانگین غنای گونه‌ای در واحدهای نمونه‌برداری مختلف نیز بر این امر تأکید دارد؛ به طوری که مقایسه خطای استاندارد شیب خط دو معادله تفاوت معنی‌داری را نشان می‌دهد (شکل ۲). با توجه به وجود چرای فصلی در منطقه حفاظت‌شده قرخود و عدم چرا در پارک ملی گلستان این نتایج دور از ذهن نبود.

مقایسه درصد پوشش تاج گیاهی در پارک ملی گلستان و منطقه حفاظت‌شده قرخود با استفاده از آزمون t نشان داد که تفاوتی معنی‌دار بین دو منطقه وجود داشت و درصد پوشش تاج گیاهی در پارک ملی گلستان به‌طور معنی‌داری ($p\leq۰/۰۵$) بیشتر از منطقه حفاظت‌شده قرخود بود. در آزمایش پویوآ و همکاران (Pueyoa et al., 2006) در

طول گرادیان شدت چرا درصد زمین بدون پوشش افزایش یافت.

بررسی شاخص‌های تنوع و یکنواختی شانون، سیمپسون، اسمیث- ویلسون و کامارگو در منطقه حفاظت‌شده قرخود و پارک ملی گلستان نشان داد که تفاوت معنی‌داری بین تنوع و یکنواختی این دو منطقه از منظر شاخص‌های عددی تنوع وجود نداشت. برخی محققین مانند ناوه (Naveh, 1979)، اسمیث و روشتون (Smith & Rushton, 1994) و هیدی و چایلد (Heady & Child, 1994) بر این باورند که چرای متوسط از طریق برخی مکانیزم‌ها مانندکاهش شاخ و برگ گیاه و در نتیجه نفوذ نور، لگدمال کردن، حرکت و مدفوع جاندار چرا کننده، حتی می‌تواند موجب افزایش تنوع گونه‌های گیاهی نیز گردد.

جدول ۱- نتایج تجزیه مرکب (میانگین مربعات) سطوح مختلف حفاظت و مقیاس نمونه‌برداری بر میانگین غنای گونه‌ای منطقه حفاظت‌شده قرخود و پارک ملی گلستان

Table 1- Combined analysis (mean squares) for different levels of conservation and scale of sampling on mean species richness of Ghorkhod protected area and Golestan National Park

منابع تغییرات S.O.V	درجه آزادی df	میانگین غنای گونه‌ای Mean spices richness
ناحیه نمونه‌برداری Site of sampling	1	10.81 ns
سطح حفاظت Conservation level	1	202.00**
مساحت واحد نمونه‌برداری Sampling area	3	1407.43**
ناحیه نمونه‌برداری*سطح حفاظت Site of sampling* Conservation level	1	0.98 ns
ناحیه نمونه‌برداری* مساحت واحد نمونه‌برداری Site of sampling* Sampling area	3	1.00 ns
سطح حفاظت* مساحت واحد نمونه‌برداری Conservation level * Sampling area	3	9.24*
ناحیه نمونه‌برداری*سطح حفاظت* مساحت واحد نمونه‌برداری Site of sampling* Conservation level* Sampling area	3	1.13 ns
خطای آزمایشی Error	16	3.43
ضریب تغییرات (٪) **CV (%)**	---	8.15%

**، * و ns: به ترتیب معنی دار در سطح احتمال p≤۰/۰۱، p≤۰/۰۵ و عدم معنی‌داری براساس آزمون فیشر می‌باشند.

**, *: and ns are significant at p≤0.01, p≤0.01 and non-significant based on Fisher's test of significance respectively.

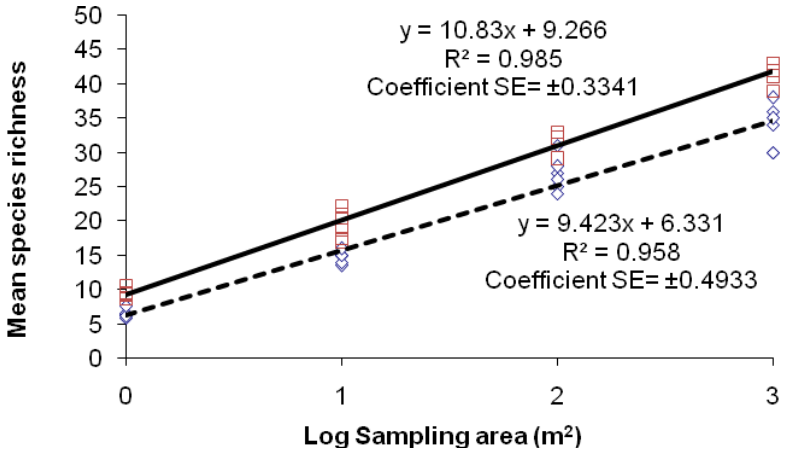
جدول ۲- برش دهی اثر متقابل مابین فاکتورهای سطوح مختلف حفاظت و مساحت واحد نمونه گیری برای میانگین غنای گونه‌ای منطقه حفاظت‌شده قرخود و پارک ملی گلستان (میانگین مربعات سطوح حفاظت (A) در هر یک از مقیاس‌های نمونه‌برداری (B)

Table 2- Interaction slicing between different levels of conservation and sampling area on mean richness of Ghorkhod protected area and Golestan National Park (mean square of conservation levels in each sampling area (B)

مساحت واحد نمونه‌برداری (مترمربع) Sampling area (m^2)	درجه آزادی df	Aدر هر سطح B میانگین مربعات سطوح Mean square of levels of B at each level of A
1	1	17.70*
10	1	34.03**
100	1	50.00**
1000	1	128.00**

** و *: به ترتیب معنی‌داری در سطح احتمال p≤۰/۰۱ و p≤۰/۰۵ براساس آزمون فیشر می‌باشند.

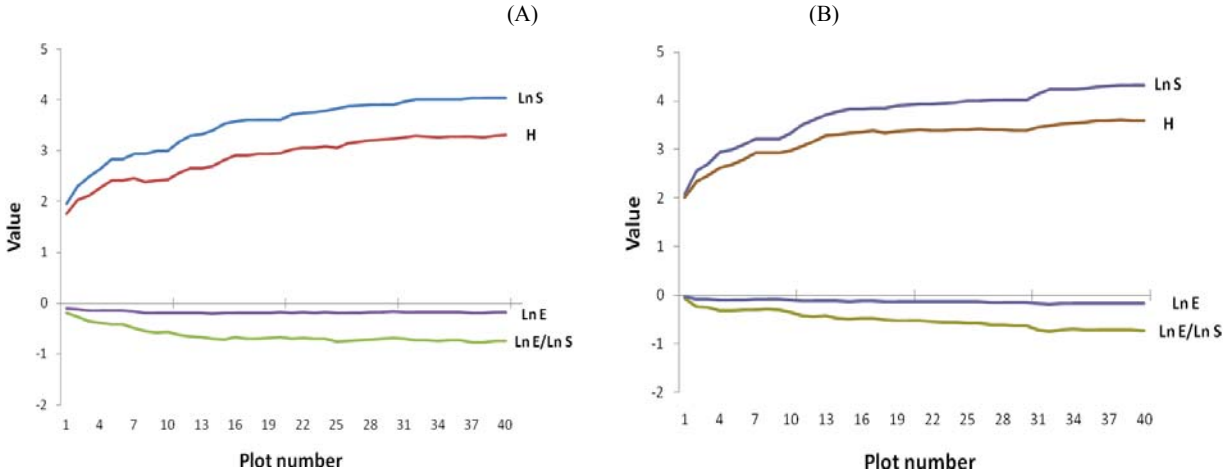
** and *: are significant at p≤0.01 and p≤0.05 based on Fisher's test of significance, respectively.



شکل ۲- رابطه بین لگاریتم مساحت واحد نمونه‌برداری (۱، ۱۰، ۱۰۰و ۱۰۰۰ مترمربع) و میانگین غنای گونه‌ای در منطقه حفاظت‌شده قرخود (..) و پارک ملی گلستان (__)

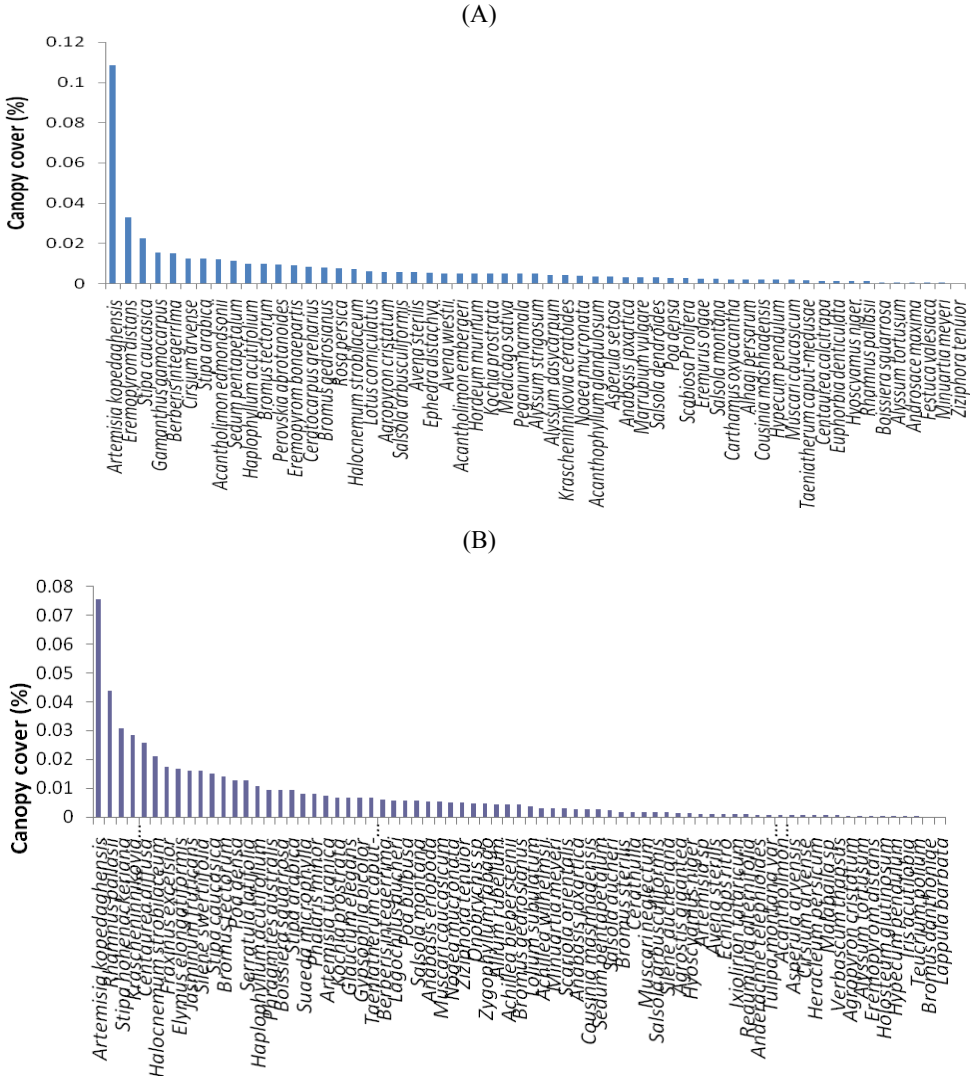
Fig. 2- Relationship between the logarithm of the sampling area unit (1, 10, 100 and 1000 m^2) and mean species richness in Ghorkhod protected area (...) and Golestan National Park (__)

برای تجزیه تحلیل دقیق‌تر تنوع و مؤلفه‌های مرتبط با آن و آگاهی از توزیع گونه‌های گیاهی در مناطق مطالعه شده، در این آزمایش از تجزیه و تحلیل SHE استفاده شد. نتایج مربوط به تجزیه و تحلیل SHE در سطح گونه در پارک ملی گلستان نشان داد که روند تغییرات شاخص تنوع شانون (H) و غنای گونه‌ای (S) افزایشی و مشابه یکدیگر بوده و روند تغییرات یکنواختی (E) با روند تغییرات منحنی تنوع مشابه نبوده و روندی کاهشی با شیب کمی را داشت. روند تغییرات مربوط به مؤلفه LnE/LnS نیز کاهشی، اما با شیبی تندتر بود (شکل ۳). این الگوی تغییرات مؤلفه‌های مختلف در تجزیه و تحلیل SHE پیشنهاد می‌کند که توزیع گونه‌ها از یک مدل لوگ نرمال تبعیت می‌کند. هورتون و مورای (Horton & Murray, 2006) بیان داشتند که در تجزیه تحلیل SHE زمانی‌که مؤلفه‌های تنوع و غنای گونه‌ای دارای روندی افزایشی و مؤلفه LnE/LnS دارای روند ثابت و همچنین مؤلفه یکنواختی دارای روندی کاهشی باشد، توزیع گونه‌ها در این جامعه از مدل لوگ نرمال تبعیت می‌کند. در این مدل هر گونه متناسب با تراکم نسبی خود سهمی‌از نیچ را اشغال می‌کند. طبق این مدل گونه‌های با فراوانی متوسط زیاد بوده و گونه‌های اندکی وجود دارند که فراوانی آنها خیلی زیاد و یا بسیار کم است. رتبه- وفور گونه‌ای در هر دو منطقه بر این امر تأکید دارد (شکل ۴).



شکل ۳- آنالیز SHE در سطح گونه، الف) منطقه حفاظت‌شده قرخود و ب) پارک ملی گلستان

Fig. 3- SHE analysis of plant species in A) Ghorkhod protected area and B) Golestan National Park



شکل ٤- رتبه- وفور در سطح گونه، الف) منطقه حفاظت‌شده قرخود و ب) پارک ملی گلستان

Fig. 4- Rank abundance of plant species in A) Ghorkhod protected area and B) Golestan National Park

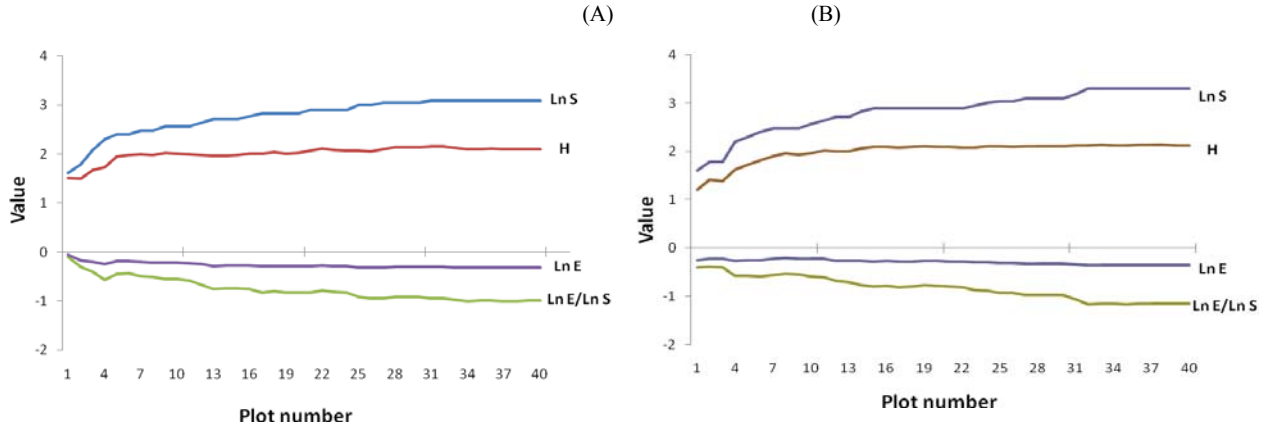
در منطقه حفاظت‌شده قرخود تغییرات شاخص تنوع شانون (H) و غنای گونه‌ای (S) افزایشی و مشابه یکدیگر بوده و روند تغییرات یکنواختی (E) در ابتدا تا پلات شماره ۱۵ کاهشی و سپس تقریبا ثابت بود. روند تغییرات مربوط به مؤلفه LnE/LnS نیز نیز تقریباً ثابت بود (شکل ۳). هایک و بوزاس (Hayek & Buzas, 1997) بیان داشتند زمانی که مؤلفه‌های تنوع و غنای گونه‌ای دارای روندی افزایشی و مؤلفه‌های یکنواختی و LnE/LnS دارای روند ثابت باشند، توزیع گونه‌ها در این جامعه از مدل عصای شکسته مک آرتور تبعیت می‌کند. بنابراین، با توجه به روند مؤلفه‌های مختلف توزیع جمیعت از ترکیبی از مدل‌های لوگ نرمال و عصای شکسته تبعیت می‌کند. مدل لوگ نرمال قبلاً توضیح داده شد، اما مدل عصای شکسته توزیع متعادل تر منابع بین گونه‌های جامعه را در مقایسه با مدل‌های دیگر نشان می‌دهد. توجه به شکل رتبه- وفور گونه‌ای در این منطقه ترکیبی از مدل‌های لوگ نرمال و عصای شکسته را نشان می‌دهد که در آن بجز یک گونه غالب سایر گونه‌ها تقریباً از درصد پوشش تاجی مشابه برخودار بوده و تعداد گونه‌های با درصد پوشش تاجی متوسط زیاد است که این امر نشان‌دهنده تقیسم متعادل‌تر منابع بین گونه‌ها است (شکل ۴).

ارزیابی میزان مشابهت روند تغییرات منحنی غنای گونه‌ای و یکنواختی با تنوع نشان می‌دهد که غنای گونه روند مشابهی را با تنوع در هر دو منطقه مورد مطالعه داشت، اما یکنواختی روندی مشابه را نشان نداده است. این امر نشان می‌دهد که در میزان تنوع، مؤلفه غنای گونه‌ای سهم بیشتری را به خود اختصاص داده است. به این ترتیب با افزایش واحدهای نمونه‌برداری احتمال مشاهده گونه‌های جدید بیشتر است.

مقایسه منحنی‌های مربوط به تجزیه و تحلیل SHE در هر دو منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد که با افزایش واحدهای نمونه‌برداری منحنی‌های تنوع و غنای گونه‌ای در پارک ملی گلستان در مقایسه با منطقه حفاظت‌شده قرخود، تغییرات بیشتر و شیب بیشتری را داشته است. علاوه بر این، توجه به منحنی‌های یکنواختی و LnE/LnS نشان می‌دهد که در پارک ملی گلستان با افزایش تعداد واحدهای نمونه‌برداری تا واحد نمونه‌برداری چهلم یکنواختی و LnE/LnS روند کاهشی را نشان می‌دهند، این در حالی است که در منطقه حفاظت‌شده قرخود، یکنواختی در ابتدا روندی کاهشی با شیب بسیار ملایم و LnE/LnS روند ثابتی را نشان می‌دهند (شکل ۳). این امر نشان‌دهنده احتمال بیشتر مشاهده گونه‌های جدید با افزایش واحدهای نمونه‌برداری در پارک ملی گلستان نسبت به منطقه حفاظت‌شده قرخود است. بنابراین، با افزایش شدت نمونه‌برداری در پارک ملی گلستان احتمال مشاهده گونه‌های جدید در مقایسه با منطقه حفاظت‌شده قرخود بیشتر است.

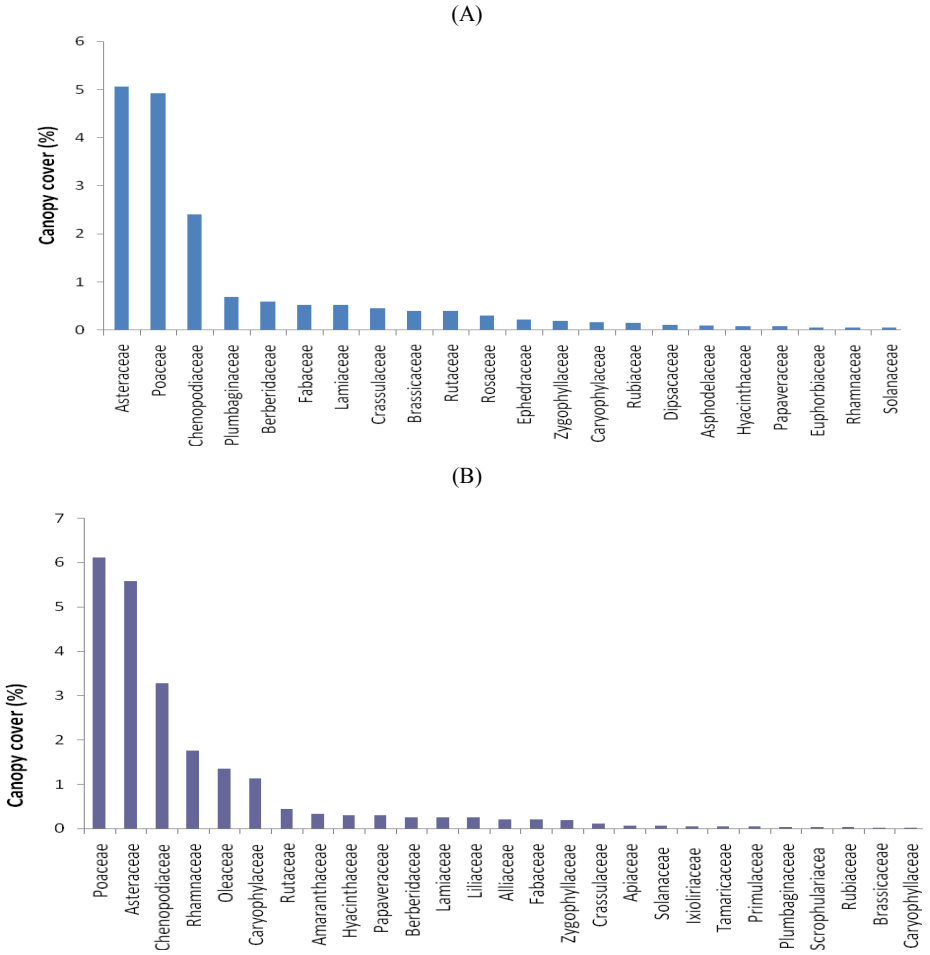
ارزیابی تجزیه و تحلیل SHE در سطح تیره‌های گیاهی نشان داد که در هر دو منطقه مورد مطالعه منحنی مربوط به غنای گونه‌ای دارای روندی افزایشی بود. منحنی مربوط به تنوع گونه‌ای در ابتدا دارای روندی افزایشی و سپس ثابت شد و منحنی مرتبط با یکنواختی نیز دارای روندی کاهشی بود. علاوه بر این، منحنی مربوط به مؤلفه LnE/LnS دارای روند تقریباً ثابتی بود (شکل ۵). هایک و بوزاس (Hayek & Buzas, 1997) بیان کردند، در تجزیه تحلیل SHE زمانی که مؤلفه‌های غنای گونه‌ای دارای روندی افزایشی، تنوع دارای روند ثابت و مؤلفه یکنواختی دارای روندی کاهشی باشد، توزیع گونه‌ها در این جامعه از مدل سری‌های لگاریتمی‌تبعیت می‌کند. علاوه بر این، زمانی که مؤلفه‌های تنوع و غنای گونه‌ای دارای روندی افزایشی و مؤلفه LnE/LnS دارای روند ثابت و همچنین مؤلفه یکنواختی دارای روند کاهشی باشد، توزیع گونه‌ها از مدل لوگ نرمال تبعیت می‌کند (Horton & Murray, 2006). با توجه به مشاهده هر دو این حالت‌ها در ارتباط با حضور تیره‌های گیاهی مشاهده شده در هر دو منطقه مورد مطالعه، می‌توان عنوان کرد که توزیع گونه‌ها از مدل‌های لوگ نرمال و سری‌های لگاریتمی‌تبعیت می‌کرد، اما با توجه به روند تقریباً ثابت تنوع در بیشتر طول منحنی مربوطه، الگوی مدل سری‌های لگاریتمی مشهودتر بود (شکل ۵).

بر اساس مدل توزیع سری لگاریتمی‌اکثر تیره‌های گیاهی مشاهده شده فراوانی کمی‌داشته و یک یا تعداد اندکی از تیره‌ها حداکثر فراوانی را داشتند. این امر در مورد تیره‌های گیاهی مشاهده شده در منطقه حفاظت‌شده قرخود کاملاً مشخص بود (شکل ۶ رتبه وفور). توجه به شباهت روند تنوع با غنای گونه‌ای و یکنواختی در هر دو منطقه مورد مطالعه، نشان می‌دهد که غنای گونه‌ای و یکنواختی به طور نسبتاً یکسان میزان تنوع را تحت تأثیر قرار داده‌اند و سهم مؤلفه‌های غنا و یکنواختی در تعیین تنوع داده‌های مربوط به تیره‌های گیاهی مشاهده شده تقریباً یکسان است. این امر نشان می‌دهد که با افزایش تعداد نمونه‌ها گونه‌هایی که به فهرست اضافه می‌شوند ممکن است از تیره موجود در فهرست و یا از تیره‌هایی باشند که هنوز در فهرست ثبت نشده‌اند، باشند که امکان این امر تقریباً یکسان است.



شکل ۵- آنالیز SHE در سطح خانواده، الف) منطقه حفاظت‌شده قرخود و ب) پارک ملی گلستان

Fig. 5- SHE analysis of plant species in A- Ghorkhod protected area and B- Golestan National Park



شکل ٦- رتبه- وفور در سطح تیره، الف) منطقه حفاظت‌شده قرخود و ب) پارک ملی گلستان

Fig. 6- Rank abundance of plant families in A- Ghorkhod protected area and B- Golestan National Park

نتیجه‌گیری

در مجموع می‌توان چنین عنوان داشت که شدت بیشتر سطح حفاظت در پارک ملی گلستان نسبت به منطقه حفاظت‌شده قرخود منجر به افزایش غنای گونه‌ای در مقیاس‌های مختلف نمونه‌برداری شده‌است. همچنین با افزایش شدت نمونه‌برداری احتمال مشاهده گونه‌های جدید در پارک ملی گلستان بیشتر بود که این امر نشان-دهنده درصد حضور گونه‌های بیشتر نسبت به منطقه حفاظت‌شده قرخود با چرای فصلی است.

منابع

Anonymous. 2012. Definitions and Introduction. http://www.doe.ir/portal/Home/Default.aspx?CategoryID=8dcca1ed-d2b6-4770-b44f-079f097d1da3. (In Persian)

Baghani, M., Sepehri, A., and Barani, H. 2009. The Role of SHE Analysis in Defining Species Diversity Components of Mountain Rangelands (Ziarat Basin, Gorgan). Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources 16: 212-220. (In Persian(

Buzas, M.A., and Hayek, L.A.C. 1998. SHE analysis for biofacies identification. The Journal of Foraminiferal Research 28: 233-239.

Cousins, S.A.O., and Eriksson, O. 2008. After the hotspots are gone: Land use history and grassland plant species diversity in a strongly transformed agricultural landscape. Applied Vegetation Science 11: 365-374.

Grime, J.P. 1979. Plant Strategies and Vegetation Processes. Wiley, Chichester.

Haugo, R.D., Hall, S.A., Gray, E.M., Gonzalez, P., and Bakker, J.D. 2010. Influences of climate, fire, grazing, and logging on woody species composition along an elevation gradient in the eastern Cascades, Washington. Forest Ecology and Management 260: 2204-2213.

Hayek, L.C., and Buzas, M.A. 1997. Surveying Natural Populations. Columbia University Press, New York.

Heady, H.F., and Child, R.D. 1994. Rangeland Ecology and Management. West View Press, Oxford.

Horton, B.P., and Murray, J.W. 2006. Patterns in cumulative increase in live and dead species from foraminiferal time series of Cowpen Marsh, Tees Estuary, UK: Implications for sea-level studies. Marine Micropaleontology 58: 287-315.

Huston, M.A. 1999. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. Oikos: 393-401.

Metzger, K.L., Coughenour, M.B., Reich, R.M., and Boone, R.B. 2005. Effects of seasonal grazing on plant species diversity and vegetation structure in a semi-arid ecosystem. Journal of Arid Environments 61: 147-160.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B., and Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853-858.

Naveh, Z., Whittaker, R.H. 1979. Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in northern Israel and other Mediterranean areas. Vegetation 41.

Olszewski, T.D. 2004. A unified mathematical framework for the measurement of richness and evenness within and among multiple communities. Oikos 104: 377-387.

Pueyoa, Y., Aladosa, C.L., and Ferrer-Benimeli, C. 2006. Is the analysis of plant community structure better than common species-diversity indices for assessing the effects of livestock grazing on a Mediterranean arid ecosystem? Journal of Arid Environments 64: 698-712.

Reitalu, T., Johansson, L.J., Sykes, M.T., Hall, K., and Prentice, H.C. 2010. History matters: village distances, grazing and grassland species diversity. Journal of Applied Ecology. 47: 1216-1224.

Smith, R.S., and Rushton, S.P. 1994. The effects of grazing management on the vegetation of mesotrophic (meadow) grassland in Northern England. Journal of Applied Ecology 31: 13-24.

Spiegelberger, T., Matthies, D., Muller-Scharer, H., and Schaffner, U. 2006. Scale-dependent effects of land use on plant species richness of mountain grassland in the European Alps. Ecography 29: 1-8.

Stohlgren, T.J., Guenther, D.A., Evangelista, P.H., and Alley, N. 2005. Patterns of plant species richness, rarity, endemism, and uniqueness in arid landscape. Ecological Applications 15: 715-725.

Stohlgren, T.J., Schell, L.D., and Heuvel, B.V. 1999. How grazing and soil quality affect native and exotic plant diversity in Rocky Mountain grasslands. Ecological Applications 9: 45-64.