فصلنامه علمی-پژوهشی تحقیقات مرتع و بیابان ایران
جلد ۲۱، شماره ۱، صفحه ۷۴-۶۲ (۱۳۹۳)

تجزیه و تحلیل فلوریستیکی و مطالعه تنوع گیاهی منطقه حفاظت شده حسین آباد - استان خراسان جنوبی

حمیدرضا فلاحی[۱*]، پرویز رضوانی مقدم[۲]، مهدی نصیری محلاتی[۳] و محمد علی بهدانی[۴]

۱*- نویسنده مسئول، استادیار، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بیرجند، پست‌الکترونیک: agroecology86@yahoo.com

۲،۳- استاد، گروه زراعت، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

۳- استادیار، گروه زراعت، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بیرجند

تاریخ دریافت: ۹۰/۵/۱ تاریخ پذیرش: ۹۱/۵/۷

چکیده

در این تحقیق اثرات بازسازی و حفاظت، بر روی تنوع گیاهی منطقه اجرای پروژه بین‌المللی ترسیب کربن در استان خراسان جنوبی بررسی شد. در سال ۱۳۸۴ در منطقه مورد مطالعه، گونه‌های گیاهی تاغ (*Haloxylon persicum*)، آتریپلکس (*Atriplex canescens*)، تاغ + آتریپلکس و قیچ (*Zygophyllum eurypterum*) در قالب چهار تیپ گیاهی کشت و در بهار سال ۱۳۹۰ وضعیت تنوع گیاهی این چهار تیپ به همراه تیپ شاهد (عدم اجرای برنامه احیاء و حفاظت) با استفاده از ۵۱ کوادرات چهار متر مربعی و در دو زمان در ابتدای اردیبهشت ماه و اواسط خرداد ماه مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که حداکثر غنای گونه‌ای و درصد پوشش گیاهی در تیپ تاغ + آتریپلکس (به‌ترتیب ۳۰ گونه و ۲۲/۵ درصد) و حداقل آنها در تیپ شاهد (به‌ترتیب ۲۰ گونه و ۵/۵ درصد) وجود داشت. بیشترین تعداد کل گیاه در هر هکتار در تیپ آتریپلکس (۵۳۹۰۰۰ عدد) و کمترین آن در تیپ شاهد (۱۷۹۰۰۰ عدد) مشاهده شد. مقدار شاخص غنای مارگالف در تیپ‌های حفاظت شده بیشتر از تیپ شاهد بود، در حالی‌که مقدار شاخص یکنواختی و شاخص تنوع شانون- واینر در تیپ شاهد بیشتر بود. بیش از ۶۵ درصد گونه‌های گیاهی منطقه مورد مطالعه، دارای بسامد کمتر از ۲۰ درصد و بیش از ۴۵ درصد گونه‌های گیاهی این منطقه از نوع تروفیت بودند. به‌طورکلی نتایج این بررسی نشان داد که در صورت اعمال مدیریت مناسب، مناطق بیابانی می‌توانند نقش مهمی در بهبود تنوع زیستی گیاهی داشته باشند.

واژه‌های کلیدی: مرتع، ترسیب کربن، تنوع زیستی، شاخص تنوع شانون، شاخص غنای مارگالف، شاخص غالبیت

مقدمه

افزایش نگرانی‌ها دربارهٔ پدیده گرمایش جهانی و به‌تبع آن تغییرات محیطی و اقلیمی بی‌سابقهٔ ایجاد شده در مقیاس جهانی و منطقه‌ای، منجر به افزایش توجه به ترسیب دی‌اکسیدکربن اتمسفری در اکوسیستم‌های خشکی شده است (Spargo *et al.*, 2008; Shi *et al.*, 2009). از سوی دیگر، کاهش تنوع زیستی باعث اختلال در نقش اکوسیستم‌ها شده و از این رو حفاظت از تنوع گونه‌ای، به‌عنوان مهمترین هدف در طولانی مدت برای حفظ عملکرد اکوسیستم‌ها ضروریست و در مراتعی که شدت تخریب در حدی است که ساختار اکوسیستم قادر به جبران میزان تخریب نیست، اجرای عملیات احیاء و حفاظت اجتناب‌ناپذیر است (Fontaine *et al.*, 2007; Hanke *et al.*, 2011). گزارش شده است که با عملیات مدیریتی مناسب، می‌توان به احیای گیاهان خوشخوراک مرتع و بازسازی تمامیت اکوسیستم و نیز افزایش تنوع گونه‌ای مراتع کمک نمود (Visser *et al.*,

2004; Witbooi & Esler, 2004; Simonm & Allsopp, 2007).

گزارش شده که حدود ۸۵ درصد وسعت کشور ایران را مناطق خشک و حدود ۲۰ درصد آن را بیابان‌ها تشکیل داده و عوامل متعددی مانند فاکتورهای اقلیمی، فشار جمعیتی، بهره‌برداری بیش از حد از منابع آب و چرای مفرط باعث پیش‌روی سطح بیابان‌ها در ایران شده است (Le Houérou, 1992; Amiraslani & Dragovich, 2011). یکی از راهکارهایی که در حال حاضر در ایران برای بیابان‌زدایی مورد توجه قرار دارد، کشت گیاهانی مانند تاغ (*Haloxylon persicum*)، آتریپلکس (*Atriplex canescens*)، گز (*Tamarix tetragyna*) و اسکنبیل (*Calligonum comosum*) است که سازگاری زیادی با شرایط نامساعد محیطی دارند (*Amiraslani* & Dragovich, 2011; Javadi *et al*., 2011) در مطالعات مختلفی که در سطح ملی و بین‌المللی صورت گرفته، گزارش شده است که عملیات حفاظت، باعث افزایش تراکم و پوشش گیاهی و شاخص‌های تنوع و غنای گونه‌ای مرتع می‌گردد (عباسی و همکاران، ۱۳۸۸؛ Alizadeh *et al*., 2010; Mc Cann, 2000).

نتایج پژوهش آقاسی و همکاران (۱۳۸۵) در مراتع کیاسر استان مازندران حکایت از آن دارد که عملیات حفاظتی به طور قابل توجهی باعث افزایش تراکم و پوشش گیاهی کل مرتع شده است. Alizadeh *et al*. (2010) در مطالعه‌ای در شهرستان ساوه گزارش کردند که در مراتع تحت چرا و مراتعی که به مدت ۲۵ سال تحت حفاظت قرار داشتند، به‌ترتیب ۲۲ و ۴۶ درصد سطح خاک را پوشش گیاهی تشکیل داده بود. امیری و بصیری (۱۳۸۷) اثر حفاظت ۲۶ ساله را بر بهبود وضعیت پوشش گیاهی مراتع منطقة خشک سمیرم اصفهان مؤثر گزارش کردند. عباسی و همکاران (۱۳۸۸) در بررسی مراتع اشترانکوه لرستان گزارش کردند که ساختارهای زیستی و چشم‌اندازها در نواحی حفاظت شده به مراتب غنی‌تر از نقاط تحت چرا می‌باشد. نتایج Mc Cann (2000) حکایت از آن دارد که با افزایش مدت زمان حفاظت، بر میزان غنای گونه‌ای و پایداری اکوسیستم افزوده می‌شود. نتایج Mligo (2006) نیز نشان داد که حفاظت باعث بهبود وضعیت تنوع گیاهی مراتع می‌گردد.

با توجه به تغییرات اقلیمی وسیعی که در مقیاس منطقه‌ای و جهانی در حال وقوع است و با عنایت به اینکه احیاء و حفاظت از تنوع گیاهی مناطق بیابانی یکی از راهکارهای مهم و مؤثر در کاهش میزان تأثیر این تغییرات به خصوص از طریق ترسیب کربن می‌باشد؛ هدف از این تحقیق مطالعه اثرات عملیات بازسازی مرتع، بر تنوع و پوشش گیاهی اراضی مرتعی منطقه محل اجرای پروژه بین‌المللی ترسیب کربن در استان خراسان جنوبی بود، تا با مطالعه‌ای جامع، میزان اثرگذاری عملیات حفاظتی تعیین و راهکارهای لازم جهت بهبود بیشتر وضعیت پوشش گیاهی این منطقه ارائه گردد.

مواد و روش‌ها

الف) مشخصات محل اجرای آزمایش

منطقه مورد مطالعه در استان خراسان جنوبی با طول و عرض جغرافیایی ۵۹ درجه شرقی و ۳۲ درجه شمالی و ارتفاع ۱۷۰۰ متر از سطح دریا، در ۴۰ کیلومتری شرق شهرستان سربیشه و در منطقه‌ای به وسعت ۱۵۰۰ هکتار در محل اجرای پروژه بین‌المللی ترسیب کربن قرار دارد. این پروژه با سرمایه‌گذاری تسهیلات جهانی زیست محیطی (GEF)، با توافق مشترک دولت جمهوری اسلامی ایران (IRI) و برنامه عمران ملل متحد (UNDP) در اراضی مرتعی منطقه حسین آباد در حال اجراست. منطقه مورد بررسی دارای بیشینه و کمینه دمای سالانه ۴۰/۵ و ۱۶- درجه سانتی‌گراد و متوسط بارندگی سالانه ۱۸۸ میلی‌متر می‌باشد (GEF, 2003; FAO, 2004).

ب) تیپ‌های گیاهی محل اجرای آزمایش

اراضی بیابانی تخریب‌شدة محل اجرای آزمایش از سال ۱۳۸۴ مورد احیاء و حفاظت قرار گرفت (GEF, 2003) ؛ به‌طوری که در جریان عملیات احیاء در سطح ۲۳۰ هکتار از اراضی منطقه آتریپلکس (*Atriplex canescens*)، ۱۹۰

هکتار تاغ (Haloxylon persicum) و ۵۱۰ هکتار مخلوط تاغ و آتریپلکس با تراکم کاشت ۱۵۰ بوته در هر هکتار کشت گردید. همچنین در سطح ۷۰ هکتار، گیاه سوسن (Lilium sp) کاشته شد که با توجه به سهم ناچیز این گونهٔ دست کاشت در تراکم و پوشش گیاهی کل، گونه خودروی قیچ (Zygophyllum eurypterum) که گسترش وسیعی در این تیپ داشت، به‌عنوان گیاه شاخص این تیپ در نظر گرفته شد. پس از عملیات احیاء، تمامی تیپ‌های گیاهی ذکر شده مورد حفاظت قرار گرفتند. علاوه بر تیپ‌های ذکر شده، منطقه‌ای به وسعت ۵۰۰ هکتار در مجاورت منطقه احیاء شده به‌عنوان تیپ شاهد (عدم اجرای هیچ گونه عملیات احیاء و حفاظت) انتخاب گردید.

پ) روش نمونه‌برداری از پوشش گیاهی

شش سال پس از شروع حفاظت، در بهار سال ۱۳۹۰، با استفاده از کوادرات‌های ۴ متر مربعی از پوشش گیاهی اراضی مرتعی مورد بررسی به روش تصادفی نمونه‌گیری شد. در هر تیپ تعداد کوادرات تا حدی افزایش یافت که تعداد گونه‌های گیاهی ثبت شده افزایش نیابد (آقاعلیخانی و قوشچی، ۱۳۸۴). بر این اساس در هر تیپ گیاهی تعداد ۵۱ کوادرات استقرار یافت. مطالعهٔ پوشش گیاهی در اول اردیبهشت‌ماه انجام شد و بعد در اواسط خردادماه برای ثبت گونه‌های احتمالی جدید، مجددا از مرتع بازدید بعمل آمد. شناسایی نمونه‌های گیاهی جمع‌آوری شده با استفاده از منابع علمی معتبر و در هرباریوم دانشکده کشاورزی دانشگاه بیرجند انجام گردید (قهرمان، ۱۳۸۴;Rechinger, 1979).

ت) شاخص‌های مورد مطالعه

برای اندازه‌گیری تراکم گیاهی، تعداد افراد متعلق به هر یک از گونه‌ها در درون هر کوادرات به‌صورت جداگانه شمارش شد. همچنین سطح پوشش گیاهی کل و نیز سطح پوشش گونه‌های گیاهی غالب به‌طور چشمی تعیین گردید. به‌منظور تعیین بسامد (Frequency) (فرکانس، تکرار یا وقوع) هر گونه، از معادله (۱) استفاده شد (آقاعلیخانی و قوشچی، ۱۳۸۴).

$$\text{درصد وقوع (بسامد)} = \frac{\text{تعداد کوادراتی که گونه مورد نظر در آن حضور داشته}}{\text{تعداد کل کوادرات ها}} * 100 \qquad \text{معادله (۱)}$$

تعداد کل گونه‌های گیاهی و نیز تراکم و پوشش گیاهی کل در هر تیپ به‌طور جداگانه محاسبه و براساس طبقه‌بندی رانکیر[1] شکل زیستی گونه‌های گیاهی تعیین و طیف زیستی هر یک از تیپ‌های گیاهی مشخص گردید (آقاعلیخانی و قوشچی، ۱۳۸۴؛ Raunkiaer, 1934). همچنین بر طبق روش رانکیر، هر یک از گونه‌های گیاهی براساس درصد بسامد، در یکی از پنج کلاس معرفی شده (کلاس های A، B، C، D و E) جای داده شد و در نهایت نمودار توزیع بسامد هر تیپ رسم و با نمودار بسامد استاندارد رانکیر مقایسه شد (آقاعلیخانی و قوشچی، ۱۳۸۴). به‌منظور اندازه‌گیری تنوع گیاهی منطقهٔ مورد مطالعه، از شاخص تنوع شانون- وینر، شاخص غنای مارگالف، شاخص یکنواختی شانون، شاخص غالبیت سیمپسون، شاخص تنوع سیمپسون، شاخص غالبیت برگر-پارکر و عکس شاخص برگر-پارگر (شاخص تنوع) استفاده شد (اجتهادی و همکاران، ۱۳۸۸؛ Odum, 1971; Causinm, 1991;Suthar, 2009). برآورد شاخص‌های فوق در محیط Excel و نیز برنامه PC-ORD انجام شد.

1- Raunkiaer

نتایج

پس از بررسی و نمونه‌برداری، گونه‌های غالب در عرصه‌های مورد مطالعه تعیین و تیپ‌های گیاهی موجود براساس گونه‌های غالب نام‌گذاری شدند: ۱- تیپ درمنه دشتی- تاغ (*Ar.si-Ha.pe*)، ۲- تیپ درمنه دشتی- آتریپلکس (*Ar.si-At.ca*)، ۳- تیپ درمنه دشتی- تاغ- آتریپلکس (*Ar.si-Ha.pe- At.ca*)، ۴- تیپ درمنه دشتی- قیچ (*Ar.si-Zy.eu*) و ۵- تیپ درمنه دشتی (Ar.si) (شاهد).

نتایج تحقیق نشان داد که منطقة حفاظت شده در مجموع دارای ۴۷ گونه گیاهی بود که در این میان ۷۶/۵ درصد گونه‌ها از نظر بسامد در کلاس A، ۱۵ درصد در کلاس B، ۶/۳ درصد در کلاس C و فقط حدود دو درصد گونه‌های گیاهی در کلاس E قرار گرفتند (جدول۱). همچنین تیپ گیاهی شاهد (منطقة تحت چرا) دارای ۲۰ گونه گیاهی بود که در این میان ۶۰ درصد گونه‌ها در کلاس A قرار گرفتند و هیچ گونه‌ای در کلاس‌های D و E ثبت نشد (جدول۲).

قسمت عمدة پوشش گیاهی ناحیة تحت حفاظت به گونه‌های تاغ، آتریپلکس، قیچ، کما (*Ferula ovina*) و درمنه دشتی اختصاص داشت که درمجموع حدود ۸۸ درصد پوشش نسبی این منطقه را شامل می‌شدند. گونه‌های تروفیت تریاک کوهی (*Roemeria hybrida*)، لیوه (*Carex sp*) و علف پشمکی *(Bromus tectorum)* با وجود اینکه سهم قابل توجهی در تراکم گیاهی ناحیة حفاظت شده داشتند، کمتر از ۱۰ درصد پوشش گیاهی نسبی را شامل می‌شدند که این موضوع بیانگر این مطلب است که همیشه تراکم بالا نمی‌تواند معیار تشخیص گونة غالب اکوسیستم باشد. گونه گیاهی درمنه دشتی با تراکم و بسامد مناسب و در برداشتن ۵۷ درصد پوشش گیاهی نسبی، بیشترین نقش را در ساختار گیاهی منطقة تحت حفاظت داشت (جدول۱). همچنین در ناحیة تحت چرا، سه گونة گیاهی درمنه دشتی، اسپند (*Peganum harmala*) و کما حدود ۹۵ درصد پوشش نسبی را به خود اختصاص دادند که در این میان گونه درمنه دشتی به تنهایی ۵۴ درصد پوشش نسبی این تیپ را شامل می‌شد (جدول۲).

گونه‌های گیاهی قیچ، بنگدانه *(Hyoscyamus scaroza)* عجوه (*Halothamnus subaphyllus*)، پرند *(Pteropyrum aucheri)*، کلاه میرحسن (*Acantholimon sp*) و *Stipa barbata* ازجمله گیاهان اختصاصی ناحیة تحت حفاظت و گونه‌های گیاهی خارشتر (*Alhagi maurorum*)، شکرتیغال (*Echinops persicus*)، *Artemisia annua* و *Scabiosa rotata* از گونه‌های اختصاصی ناحیة تحت چرا بودند.

در اواسط خردادماه سال ۱۳۹۰ برای ثبت گونه‌های گیاهی جدید، مجددا از مرتع بازدید بعمل آمد. نتایج نشان داد که در هیچ یک از تیپ‌های گیاهی مورد مطالعه، گونه گیاهی جدیدی رشد نکرده بود. علاوه بر این، در تاریخ بازدید اواسط خرداد ماه، تقریبا تمامی گیاهان یکسالة ثبت شده در اولین تاریخ نمونه‌برداری (اول اردیبهشت) خشک شده و فقط گونه‌های گیاهی چندساله در مرتع حضور داشتند.

نتایج نشان داد که در نمونه‌برداری اول اردیبهشت ماه، تعداد گونه‌ها در تمامی تیپ‌های گیاهی که مورد احیاء و حفاظت قرار گرفته بودند، به‌مراتب بیشتر از تیپ شاهد بود، به طوری که تعداد گونه‌ها در تیپ‌های درمنه دشتی- تاغ- آتریپلکس، درمنه دشتی- قیچ، درمنه دشتی- تاغ و درمنه دشتی- آتریپلکس به‌ترتیب ۳۵، ۲۰، ۱۴ و ۱۴ درصد بیشتر از تیپ شاهد بود (جدول۳). از نظر میزان کل پوشش گیاهی نیز نتایج مشابهی مشاهده شد، به نحوی که تمامی تیپ‌های گیاهی به طرز قابل توجهی سبب افزایش مقدار پوشش گیاهی در مقایسه با تیپ شاهد شدند. مقدار پوشش گیاهی در تیپ‌های درمنه دشتی- تاغ- آتریپلکس، درمنه دشتی- قیچ، درمنه دشتی- تاغ و درمنه دشتی- آتریپلکس به‌ترتیب ۴/۱، ۴/۰۵، ۲/۵۸ و ۲/۵۲ برابر بیشتر از تیپ شاهد بود (جدول۳). تراکم گیاهی کل نیز در تیپ‌های مورد بررسی به‌مراتب بیشتر از تیپ شاهد بود.

جدول ۱– برخی شاخص‌های فلوریستیکی گیاهان تیپ‌های حفاظت شده در منطقة مورد مطالعه

نام علمی	تیپ درمنه‌دشتی– تاغ			تیپ درمنه‌دشتی– اتریپلکس			تیپ درمنه‌دشتی– تاغ– اتریپلکس			تیپ درمنه‌دشتی–قیچ		
	تراکم (بوته درهکتار)	بسامد	پوشش (٪)	تراکم (بوته در هکتار)	بسامد	پوشش (٪)	تراکم (بوته در هکتار)	بسامد	پوشش (٪)	تراکم (بوته در هکتار)	بسامد	پوشش (٪)
Haloxylon persicum	۱۹۶	A	۳	–	–	–	۱۹۶	A	۳/۱	–	–	–
Atriplex canescens	–	–	–	۲۲۰	A	۱/۲	۲۲۰	A	۱/۵	–	–	–
Zygophyllum eurypterum	–	–	–	–		–	۱۰۰	–	nm	۵۹۶	A	۷
Artemisia sieberi	۲۴۰۰۰	D	۹/۲	۳۰۳۲۰	D	۱۰/۵	۳۵۹۷۴	E	۱۲	۲۳۸۳۰	A	۱۰
Ferula ovina	۱۵۱۰	A	۱	۷۸۶	A	۰/۶	۱۴۲۵	A	۲	۱۶۰۰	A	۳
Lilium sp.	–	–	–	–	–	–	–	–	–	۳۰۰۰	A	nm
Roemeria hybrida	۱۰۰۰۰۰	E	۰/۳	۳۶۰۳۰۰	D	۱	۱۵۰۰	A	nm	۲۰۰۰	A	nm
Carex sp	۲۵۰۰	A	nm	۱۰۰۰۰	A	Nm	۲۵۱۴۲۵	E	۱	۱۵۱۸۰۰	D	۰/۷
Onosma microcarpum	۳۱۰۰	B	nm	۱۹۰	A	Nm	۲۸۰۰	B	nm	۱۱۵۰۰	B	nm
Allium canadenme	۶۲۴۰	B	nm	۱۹۱۰	A	Nm	۴۲۰۰	A	nm	۵۳۴۰	A	nm
Astragalus viciaefolius	۶۷۴۰	B	nm	۳۶۵۵	B	Nm	۱۵۷۱۵	D	۰/۷	۳۵۹۰	A	nm
Alyssum minus	۱۰۰۰۰	D	nm	۳۴۴۳۰	D	nm	۶۸۹۰	A	nm	۲۰۴	A	nm
Hyssopus officinalis	–	–	–	–	–	–	۷۳۰	A	nm	–	–	–
Papaver decaisnei	۲۹۵۰	B	nm	۵۹۹۰	B	nm	–	–	–	۸۰۰۰	C	nm
Ziziphora tenuir	۱۳۵۵۰	B	nm	۱۱۷۴۰	C	nm	–	–	–	–	–	–
Tulipa sp.	–	–	–	–	–	–	۱۹۶	A	nm	–	–	–
Bromus tectorum	۶۹۶۰	B	nm	۴۲۷۳۰	C	nm	۲۳۸۹۰	E	۰/۴	۲۱۴۵۰	D	nm
Scandix pecten-veneris	۳۱۳۰	B	nm	–	–	–	۱۴۲۸	A	nm	–	–	–
Ceratocephalus falcatus	۹۴۰	A	nm	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Malcolmia africana	۱۶۸۰	A	nm	۱۹۲۰	A	nm	۸۵۰۰	B	nm	–	–	–
Tragopogon graminifolius	–	–	–	–	–	–	۱۱۲۵	A	nm	۱۷۰۰	A	nm
Koelpinia linearis	–	–	–	۲۱۴۲۰	C	nm	۶۸۷۲	C	nm	۵۰۰۰	C	nm
Euclidium syriacum	–	–	–	۸۰۵۰	A	nm	–	–	–	۲۱۵۰۰	C	nm
Dipsacus sativus	۱۱۲۰	A	nm	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Haplophyllum linifolium	۸۶۵	A	nm	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Ceratocarpus arenarius	–	–	–	۳۱۰	A	nm	–	–	–	–	–	–
Peganum harmala	۳۸۰	A	nm	۲۹۰	A	nm	۳۱۰	A	nm	۳۰۰	A	nm
Salsola sp.	–	–	–	۱۸۱۵	A	nm	۱۸۸۷۱	B	۰/۲	۲۸۳۲	A	nm
Salsola collina	–	–	–	۱۹۲	A	nm	–	–	–	–	–	–
Salsola dendroides	–	–	–	–	–	–	۹۱۴	A	nm	۷۹۰	A	nm
Salsola kali	–	–	–	–	–	–	۳۵۰	A	nm	۱۹۴	A	nm
Noaea mucronata	–	–	–	۲۰۰	A	nm	–	–	–	–	–	–
Allium cepa	–	–	–	–	–	–	۱۰	A	nm	–	–	–
Isatis tinctoria	۵۵۹۰	A	nm	–	–	–	۱۱۲۲۸	B	nm	۷۴۲۰	A	nm
Hordeum spontaneum				–	–	–	۲۵۵۰	A	nm	–	–	–
Centaurea barzamita	۱۶۰	A	nm	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Hyoscyamus scaroza	۲۱۳	A	nm	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Heliotropium europaeum	–	–	–	۲۰۰۰	A	nm	–	–	–	–	–	–
Cousinia apiculata	۱۸۶	A	nm	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Halothamnus subaphyllus	۳۸۵	A	nm	۳۹۰	A	nm	۲۱۱	A	nm	۳۲	A	nm
Mattiastrum turcomnicum	–	–	–	۱۹۵	A	nm	–	–	–	–	–	–
Pteropyrum aucheri	–	–	–	–	–	–	۳۰	A	nm	۱۵۰۵	A	nm
Acantholimon sp.	–	–	–	–	–	–	۳۲	A	nm	۱۲	A	nm
Eryngium billardieri	–	–	–	–	–	–	۵۰	A	nm	–	–	–
Androscea maxima	–	–	–	–	–	–	۲۰	A	nm	–	–	–
Gundelia tournefortii	–	–	–	–	–	–	–	–	–	۲۴۵	A	nm
Stipa barbata	–	–	–	–	–	–	–	–	–	۱۰۰	A	nm

غیر قابل اندازه گیری=nm (ناچیز)، A= بسامد ۰ تا ۲۰٪، B= بسامد ۲۱ تا ۴۰٪، C= بسامد ۴۱ تا ۶۰٪، D= بسامد ۶۱ تا ۸۰٪ و E= بسامد ۸۱ تا ۱۰۰٪

جدول ۲- برخی شاخص‌های فلوریستیکی گیاهان تیپ درمنه دشتی (شاهد) در منطقه مورد مطالعه

نام علمی	تراکم (بوته در هکتار)	بسامد	پوشش (٪)
Artemisia sieberi	۱۰۹۲۵	C	۳
Peganum harmala	۲۴۲۲	B	۱/۵
Ferula ovina	۸۰۴	A	۰/۶
Carex sp.	۲۵۲۰۰	B	nm
Alhagi maurorum	۱۹۰۰	A	nm
Eryngium billardieri	۴۹۶	A	nm
Echinops persicus	۹۰۶	A	nm
Roemeria hybrida	۱۳۵۲۵	C	nm
Bromus tectorum	۷۳۱۰۰	C	nm
Allium canadenme	۱۴۰۰	A	nm
Euclidium syriacum	۱۵۴۰۲	C	nm
Astragalus viciaefolius	۱۱۲۲۰	C	nm
Ceratocarpus arenarius	۲۸۰۰	A	nm
Papaver decaisnei	۱۳۲۰	A	nm
Alyssum minus	۱۱۴۵۰	C	nm
Artemisia annua	۱۲۰۰	A	nm
Koelpinia linearis	۱۳۱۰	A	nm
Tragopogon graminifolius	۳۰۰۰	A	nm
Salsola sp.	۹۰۰	A	nm
Scabiosa rotata	۱۰	A	nm

غیر قابل اندازه‌گیری=nm (ناچیز)؛ A= بسامد ۰ تا ۲۰٪، B= بسامد ۲۱ تا ۴۰٪، C= بسامد ۴۱ تا ۶۰٪، D= بسامد ۶۱ تا ۸۰٪ و E= بسامد ۸۱ تا ۱۰۰٪.

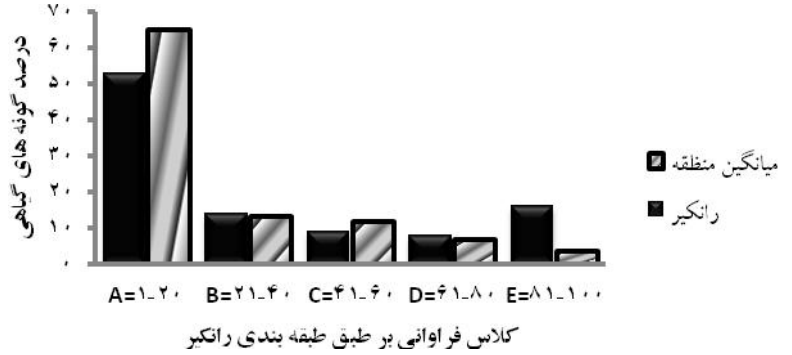
بیشترین مقدار تراکم کل در تیپ درمنه دشتی- آتریپلکس مشاهده شد که البته حدود ۶۵ درصد تراکم این تیپ تنها متعلق به گونه یکساله تریاک کوهی *(Roemeria hybrida)* بود. مقدار تراکم در تیپ درمنه دشتی- آتریپلکس به میزان سه برابر، در تیپ درمنه دشتی-تاغ- آتریپلکس ۲/۲ برابر و در تیپ درمنه دشتی- قیچ ۱/۵ برابر بیشتر از تیپ شاهد بود و از این لحاظ بین تیپ شاهد و درمنه دشتی-تاغ تفاوت قابل توجهی مشاهده نشد (جدول۳).

جدول ۳- اثر عملیات احیاء و حفاظت بر تعداد گونه، درصد پوشش گیاهی و تراکم گیاهی کل در منطقة مورد مطالعه

	درمنه دشتی- تاغ	درمنه دشتی- آتریپلکس	درمنه دشتی -تاغ- آتریپلکیس	درمنه دشتی- قیچ	درمنه دشتی (شاهد)
تعداد گونه گیاهی	۲۳	۲۳	۳۰	۲۵	۲۰
درصد پوشش گیاهی	۱۴/۲	۱۳/۹	۲۲/۵	۲۲/۳	۵/۵
تراکم گیاهی (گیاه در هکتار)	۱۹۲۱۲۵	۵۳۹۰۴۷	۳۹۸۲۵۹	۲۷۴۳۴۲	۱۷۹۲۹۲

نتایج حاصل از نمودار توزیع بسامد گونه‌های گیاهی در منطقة مورد مطالعه نشان داد که به طور متوسط ۶۵ درصد گونه‌ها دارای بسامد طبقة A و فقط ۳/۷ درصد گونه‌ها دارای بسامد طبقة E بودند (شکل۱). با مقایسه نتایج نمودار بسامد اکوسیستم مورد مطالعه با نمودار بسامد استاندارد رانکیر مشخص شد که در اکوسیستم مورد بررسی، تعداد

گونه‌های دارای بسامد طبقهٔ A، در مقایسه با نمودار استاندارد رانکیر حدود ۲۰ درصد بیشتر و تعداد گونه‌های دارای بسامد طبقهٔ E، حدود ۷۸ درصد کمتر بودند (شکل۱). رانکیر نمودار استاندارد را براساس میانگین تعداد زیادی کوادرات به دست آورد و اطلاعات آن در حقیقت یکنواختی و عدم یکنواختی جامعه را نشان می‌دهد.



شکل ۱– توزیع بسامد گونه‌های گیاهی، در اکوسیستم مورد مطالعه (میانگین پنج تیپ گیاهی) و مقایسه آن با نمودار استاندارد رانکیر

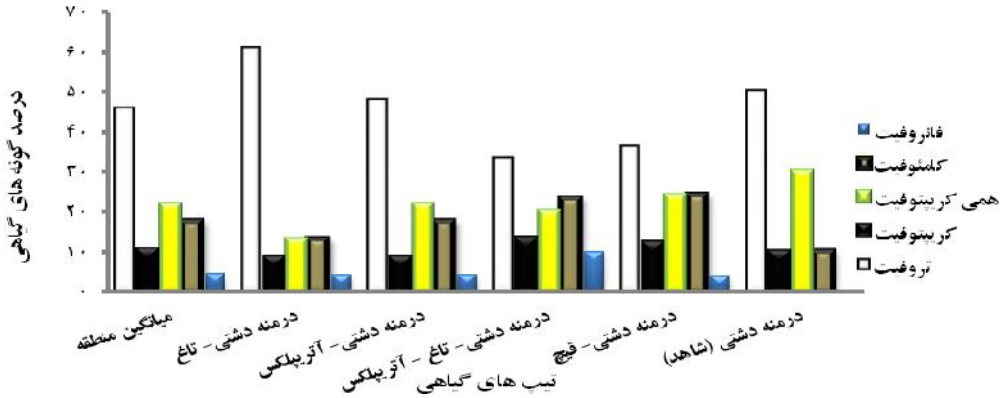
شاخص مارگالف یا شاخص غنای گونه‌ای که نشان‌دهنده تعداد گونه می‌باشد، در تیپ‌های درمنه دشتی– تاغ– آتریپلکس و درمنه دشتی–قیچ به‌مراتب بیشتر از سایر تیپ‌ها بود و کمترین مقدار این شاخص در تیپ شاهد مشاهده شد (جدول۴). شاخص یکنواختی که نشان‌دهنده نحوه توزیع افراد در بین گونه‌هاست، در تیپ شاهد بیشتر از سایر تیپ‌ها بود (جدول۴). بیشترین مقدار شاخص تنوع شانون–واینر در تیپ‌های شاهد و درمنه دشتی–تاغ و کمترین مقدار آن در تیپ درمنه دشتی– آتریپلکس به‌دست آمد (جدول۴). شاخص تنوع شانون– واینر یک شاخص هتروژنی است و از دو جزء غنای گونه‌ای و یکنواختی گونه‌ای تشکیل شده است و برآیند دو شاخص غنای گونه‌ای و یکنواختی گونه‌ای در نهایت باعث شد تا مقدار نهایی شاخص تنوع شانون– واینر در تیپ شاهد از سایر تیپ‌های گیاهی بیشتر شود. کمترین مقدار شاخص غالبیت و بیشترین مقدار شاخص تنوع سیمپسون در تیپ شاهد مشاهده شد (جدول۴). همچنین کمترین مقدار شاخص تنوع برگر–پارکر و بیشترین مقدار شاخص غالبیت برگر–پارکر در تیپ‌های درمنه دشتی– تاغ– آتریپلکس و درمنه دشتی– آتریپلکس مشاهده شد (جدول۴).

جدول ۴– مقادیر برخی شاخص‌های غنا، یکنواختی، تنوع و غالبیت در تیپ‌های گیاهی منطقهٔ مورد مطالعه

	درمنه دشتی– تاغ	درمنه دشتی– آتریپلکس	درمنه دشتی– تاغ– آتریپلکیس	درمنه دشتی– قیچ	درمنه دشتی (شاهد)
شاخص غنای مارگالف	۴/۱۶	۳/۸۳	۵/۱۸	۴/۴۱	۳/۶۲
شاخص یکنواختی شانون	۰/۵۹	۰/۴۳	۰/۴۵	۰/۵۴	۰/۶۴
شاخص تنوع شانون–واینر	۰/۸	۰/۵۹	۰/۶۷	۰/۷۶	۰/۸۹
شاخص تنوع سیمپسون	۰/۷	۰/۵۴	۰/۵۹	۰/۶۷	۰/۷۹
شاخص تنوع برگر– پارگر	۱/۹۲	۱/۵۱	۱/۵۸	۱/۸۱	۲/۵
شاخص غالبیت سیمپسون	۰/۳۰	۰/۴۶	۰/۴۱	۰/۳۳	۰/۲۱
شاخص غالبیت برگر– پارگر	۰/۵۲	۰/۶۶	۰/۶۳	۰/۵۵	۰/۴۰

براساس نتایج نمودار طیف زیستی در اولین تاریخ نمونه‌برداری (اول اردیبهشت‌ماه)، در تمامی تیپ‌های گیاهی مورد مطالعه، بیشترین درصد گونه‌های گیاهی در گروه تروفیت‌ها و کمترین درصد گونه‌ها در گروه فانروفیت‌ها قرار

داشتند (شکل۲). البته بیشتر گونه‌های فانروفیت مشاهده شده نیز به صورت دست کاشت به اکوسیستم مورد بررسی اضافه شده بود. نمودار طیف زیستی گونه‌های موجود در تیپ‌های گیاهی درمنه دشتی- تاغ-آتریپلکس و درمنه دشتی-قیچ از توزیع مناسب‌تری برخوردار بود، به نحوی که در این دو تیپ درصد گونه‌های تروفیت کمتر و درصد گونه‌های متعلق به سایر طیف‌های زیستی به نسبت بالاتر بود.



شکل ۲- نمودار شکل زیستی گونه‌های موجود در تیپ‌های گیاهی مورد بررسی براساس طبقه‌بندی رانکیر

بحث

نتایج این پژوهش نشان‌دهندهٔ ترکیب گونه‌ای مناسب‌تر تیپ‌های گیاهی مناطق حفاظت شده در مقایسه با تیپ شاهد بود (جدول‌های ۱ و ۲). به‌طوری‌که گیاهانی مانند اسپند (*P. harmala*)، خارشتر (*A. maurorum*) و شکرتیغال (*E. persicus*) که از گیاهان مهاجم و غیر خوشخوراک مراحل اولیه توالی و عمدتا از مشخصات جوامع تخریب شده هستند (براتی و همکاران، ۱۳۸۵؛ سپهری و خلیفه‌زاده، ۱۳۸۸)، اختصاصا در تیپ شاهد مشاهده شدند و میزان تراکم و درصد پوشش گیاهانی مانند درمنه دشتی (*A. sieberi*) و کما (*F. ovina*) در تیپ شاهد به‌مراتب کمتر از تیپ‌های حفاظت شده بود. به نحوی که گونه گیاهی اسپند (*P. harmala*)، در تیپ شاهد بیش از ۲۵ درصد پوشش گیاهی را به خود اختصاص داد، در حالی‌که در تیپ‌های حفاظت شده دارای پوشش قابل توجهی نبود؛ درصد پوشش گیاه کما (*F. ovina*) در تیپ‌های قرق به طور متوسط ۲/۷ برابر تیپ شاهد بود و تراکم درمنه (*A. sieberi*) به‌عنوان یک گونهٔ کم‌شونده (سپهری و خلیفه‌زاده، ۱۳۸۸) در تیپ‌های تحت حفاظت به‌طور متوسط حدود ۲/۶ برابر بیشتر از تیپ شاهد بود.

نتایج تحقیقات Landsberg *et al.*, (2002) و Riginos & Hoffman (2003) نشان داد که اعمال فشار زیاد چرا، سبب تغییر در فراوانی گونه‌ها و نیز ساختار و ترکیب جوامع گیاهی می‌شود. گزارش شده است که در شرایط تخریب، ترکیب گونه‌ای مرتع به سمت کاهش سهم گونه‌های خوش‌خوراک و افزایش گیاهان زیاد شونده و مهاجم پیش می‌رود (امیری و بصیری، ۱۳۸۷). نتایج Mligo (2006) نیز حکایت دارد، چرای شدید باعث تخریب خاک و حذف گونه‌های خوش‌خوراک و در نهایت آسیب رساندن به تنوع گیاهی می‌شود. تمرتاش و همکاران (۱۳۸۸) نیز حضور گونه‌های مهاجم را دلیلی بر تخریب ناشی از چرای بیش از حد دانستند. در مطالعات مشابهی گزارش شده است که در اثر چرای دام از میزان تراکم و پوشش گونهٔ کم‌شوندهٔ درمنه دشتی (*A. sieberi*) کاسته و بر حضور گونه مهاجم و نامرغوب اسپند (*P. harmala*) افزوده می‌شود (فیضی و همکاران، ۱۳۸۸؛ سپهری و خلیفه‌زاده، ۱۳۸۸). به‌طورکلی عوامل مؤثر بر حضور گونه‌های گیاهی در یک محل را می‌توان به دو دسته عوامل فیزیکی (مشخصات جغرافیایی، عوامل آب و هوایی و عوامل خاکی) و زیستی (چرای دام، تخریب به وسیله انسان و کنش‌های متقابل مثبت و منفی بین

گیاهان) تقسیم‌بندی کرد (تمرتاش و همکاران، ۱۳۸۸؛ Tun, 2002; Abd El-Ghani & Amer, Jin, 2003). به نظر می‌رسد از بین عوامل ذکر شده، عوامل زیستی بخصوص چرای دام‌ها عمده‌ترین عامل ایجاد تفاوت در شاخص‌های پوشش گیاهی مناطق حفاظت شده و منطقه شاهد بود.

تفاوت‌های موجود بین تیپ‌های حفاظت شده و تیپ شاهد از نظر غنای گونه‌ای، درصد پوشش و تراکم گیاهی کل قابل توجه بود، به‌نحوی که احیاء و حفاظت از مرتع به شکل قابل توجهی تمامی این شاخص‌ها را بهبود بخشید (جدول۳). نتایج پژوهش‌های مشابه نیز حکایت دارد که عملیات احیاء و قرق نقش مؤثری در افزایش تراکم و پوشش گیاهی کل در مناطق خشک دارد (آقاسی و همکاران، ۱۳۸۵؛ امیری و بصیری، ۱۳۸۷؛ Alizadeh *et al.* 2010). Mc Cann (2000) گزارش کرد که با افزایش مدت زمان حفاظت، بر میزان غنای گونه‌ای و تعداد گونه‌های کلیدی و کاربردی که هر یک مسئول ایجاد تفاوتی در عرصه قرق هستند، افزوده شده و از این طریق بر میزان پایداری اکوسیستم افزوده می‌شود. گزارش شده است که سرعت و زمان لازم برای رسیدن به تغییرات بارز در اثر حفاظت بستگی به عوامل اقلیمی و ادافیکی دارد و مدت زمان لازم برای این موضوع در مناطق خشک بین ۳۰ تا ۴۰ سال ذکر شده است (آقاسی و همکاران، ۱۳۸۵؛ Yorks *et al.*, 1992). از این رو به نظر می‌رسد که در درازمدت، شاخص‌های ترکیب و تنوع گیاهی منطقه حفاظت شده به‌مراتب بهتر از شرایط کنونی شود؛ که البته این موضوع نیاز به اعمال مدیریت مناسب به خصوص مدیریت صحیح آزادسازی مرتع در آینده دارد. بیشترین سطح پوشش تمامی تیپ‌های گیاهی مورد مطالعه، مربوط به گیاه دارویی درمنه دشتی (*A. sieberi*) بود که در تحقیقات از آن به‌عنوان گونه‌ای که دارای پراکنش وسیع در بیابان‌های ایران است یاد شده است (Ghorbani-Ghouzhdi *et al.*, 2008).

نمودار توزیع بسامد گونه‌های گیاهی در منطقه مورد مطالعه نشان داد که بیش از ۶۵ درصد گونه‌های گیاهی ثبت شده دارای بسامد کمتر از ۲۰ درصد بودند؛ از این‌رو پراکنش بسیاری از گونه‌ها در سطح مرتع یکنواخت نبود و بسیاری از گونه‌ها به صورت اتفاقی و با تراکم بسیار کم در مرتع مشاهده شدند. حمزه و همکاران (۱۳۸۹) نیز در پژوهشی در استان آذربایجان‌شرقی گزارش کردند که ۷۳ درصد گونه‌ها فراوانی کمتر از ۱۵ درصد داشته و جزو گونه‌های در معرض خطر طبقه‌بندی می‌شوند. با مقایسه نتایج نمودار توزیع بسامد گونه‌های منطقة مورد بررسی با نمودار استاندارد رانکیر مشاهده می‌شود که در اکوسیستم مورد بررسی درصد گونه‌هایی که بسامدشان کمتر از ۲۰ درصد است به‌مراتب بیشتر از شرایط استاندارد است که این موضوع ناشی از شرایط اقلیمی منطقه و نیز عدم بازسازی کامل تنوع و توزیع گونه‌ای در مدت زمان شش سالة اعمال مدیریت حفاظتی بوده و با توجه به این‌که مدت زمان لازم جهت احیای کامل مناطق خشک ۳۰ سال ذکر شده است (Yorks *et al.*, 1992) می‌توان انتظار داشت که توزیع و پراکنش گیاهی در آینده به نمودار استاندارد رانکیر نزدیک‌تر شود.

از نظر شاخص‌های تنوع و غالبیت نیز بین تیپ‌های گیاهی حفاظت شده با تیپ شاهد تفاوت‌های قابل توجهی وجود داشت، در حالی‌که غنای گونه‌ای (شاخص مارگالف) در تیپ‌های حفاظت شده به‌مراتب بیشتر از تیپ شاهد بود، شاخص یکنواختی در تیپ شاهد از سایر تیپ‌های مورد بررسی بیشتر بود. گزارش شده که اگر هر دو مولفة غنا و یکنواختی در سطح جوامع مورد مقایسه تغییر کند، به‌طوری‌که یک جامعه غنی‌تر و جامعه دیگر یکنواخت‌تر باشد، شناخت جامعه گیاهی دارای تنوع بیشتر به آسانی ممکن نمی‌باشد (قهساره اردستانی، ۱۳۸۹). بسیاری از شاخص‌های تنوع ازجمله شاخص تنوع شانون–واینر از ترکیب دو مؤلفه غنا و یکنواختی گونه‌ای تشکیل شده‌اند و جزء روش‌های هتروژنی طبقه‌بندی می‌شوند (اجتهادی و همکاران، ۱۳۸۸). با وجود غنای گونه‌ای بیشتر در تیپ‌های حفاظت شده، مقدار شاخص شانون–واینر در تیپ شاهد بیشتر از سایر تیپ‌های گیاهی بود، این مسئله نشان می‌دهد که در بررسی انجام شده، بالاتر بودن شاخص یکنواختی در

مقایسه با غنای گونه‌ای نقش بارزتری در تعیین مقدار تنوع شانون–واینر اعمال کرده است. رضوی و همکاران (۱۳۸۸) در پژوهشی گزارش کردند که تیپ‌های گیاهی دارای غنای کمتر، از تنوع بیشتری برخوردار بودند، بررسی‌های آنها مطابق با نتایج Rostami-Shahraji & Pourbabaei (2007) نشان داد که تأثیر مؤلفهٔ یکنواختی بر روی تنوع زیستی بیشتر از غنای گونه‌ای است. ذکر این نکته نیز لازم است که همیشه بالا بودن مقدار شاخص تنوع، دلیلی بر بهبود وضعیت اکوسیستم نیست، بلکه باید با بررسی ترکیب گونه‌ها مشخص کرد که در نتیجه تغییرات ایجاد شده کدام دسته از گونه‌های گیاهی در منطقه افزایش یافته‌اند (زارع چاهوکی و همکاران، ۱۳۸۸). همان‌طور که در بررسی حاضر نیز گونه‌های مراحل پله‌ای توالی تا حدی در اکوسیستم ناحیه حفاظت شده قابل مشاهده بود؛ در حالی‌که در تیپ شاهد برخی گیاهان مختص اراضی تخریب شده مانند اسپند (*P. harmala*) و خارشتر (*A. maurorum*) حضور قابل توجهی داشتند؛ از این‌رو با عنایت به این که در شاخص‌های تنوع بحث ترکیب گونه‌ای گنجانده نشده، این شاخص‌ها بیشتر از جنبه کمی قابل اتکا بوده و به خوبی نشان‌دهنده کیفیت و ترکیب گونه‌ای نمی‌باشند. از طرفی دیگر در شاخص‌های تنوع عمدتا به تعداد گونه و تراکم گونه‌ها توجه شده و پوشش گیاهی کمتر مورد توجه قرار گرفته؛ به عبارتی دیگر یک گیاه از یک گونه با تاج پوشش کم، معادل یک گونهٔ دارای تاج پوشش وسیع فرض شده؛ به‌نحوی که مثلا در تیپ آتریپلکس بیش از ۶۵ درصد تراکم گیاهی کل متعلق به گونه گیاهی تریاک کوهی بود که فقط هفت درصد پوشش نسبی را دربرداشت، ولی چون در شاخص‌های تنوع فقط به تعداد گیاه توجه شده؛ در نهایت مقدار شاخص یکنواختی و تنوع در این تیپ کاهش و مقدار غالبیت افزایش یافت.

آقاسی و همکاران (۱۳۸۵) و Mligo (2006) گزارش کردند که عملیات حفاظت باعث بهبود شاخص‌های تنوع اکوسیستم می‌شود. با این حال نتایج عباسی و همکاران (۱۳۸۸) نشان داد که با وجود غنی‌تر بودن ساختارهای زیستی و چشم‌اندازها در نواحی حفاظت شده، حفاظت شدید موجب افزایش غالبیت گونه‌ای و به تبع آن کاهش تنوع خواهد شد. قلیچ نیا (۱۳۷۹) در پژوهشی گزارش کرد که به دلیل چرای بیش از حد، تنوع و تولید در مناطق بحرانی (چرای زیاد) کم و به لحاظ چرای متعادل در منطقه کلید (چرای کنترل شده) تنوع زیاد و به واسطه عدم چرای دام، تنوع گیاهی در منطقه قرق (مرجع) کم ولی تولید از سایر مناطق زیادتر بود. به طور کلی حداکثر غنای گونه‌ای در حد متعادل استرس و تخریب به وجود می‌آید و در صورتی که شدت تخریب بسیار بیشتر از ظرفیت محیط باشد، اکوسیستم سیر قهقرایی در پیش گرفته و در نهایت یک اکوسیستم اولیه مرتعی شکل می‌گیرد (علیجانپور و همکاران، ۱۳۸۸؛ Shackleton, 2000; Mligo, 2006).

بسیاری از گونه‌های گیاهی موجود در تمامی تیپ‌های مورد مطالعه از نوع تروفیت بودند (شکل۲). گزارش شده که شکل زیستی گیاهان هر منطقه با شرایط اقلیمی آن منطقه در ارتباط است، به‌طوری‌که در مطالعات پوشش گیاهی از نوع شکل زیستی، به‌عنوان معیاری برای توصیف اقلیم هر منطقه استفاده می‌شود، به‌عبارتی دیگر فرم رویشی غالب هر منطقه معیاری برای تعیین میزان بارندگی و مدت فصل خشک می‌باشد (دهشیری و همکاران، ۱۳۸۵؛ Raunkiaer 1934). از این رو با توجه به این‌که حدود ۶۰ درصد گونه‌های گیاهی منطقهٔ مورد بررسی از نوع تروفیت بودند، می‌توان انتظار داشت که اقلیم منطقه حسین آباد سربیشه از نوع بیابانی باشد، که البته در منابع نیز با توجه به طبقه‌بندی دومارتن برای این منطقه اقلیم خشک ذکر شده است (تمرتاش و همکاران، ۱۳۸۸). در مطالعات مشابهی که در کشور صورت گرفته، ارتباط نزدیکی بین میزان بارندگی و فرم رویشی غالب هر منطقه مشاهده می‌شود (دهشیری و همکاران، ۱۳۸۵؛ حمزه و همکاران، ۱۳۸۷ و ۱۳۸۹؛ مهدوی و همکاران، ۱۳۸۹). گزارش شده است که دوره زندگی تروفیت‌ها با فرارسیدن فصل خشک به پایان می‌رسد (دهشیری و همکاران، ۱۳۸۵) و این موضوع در تحقیق حاضر نیز قابل مشاهده بود، به‌نحوی که در دومین تاریخ نمونه‌برداری که در اواسط خردادماه انجام شد تقریبا هیچ

گونهٔ تروفیتی در سطح مرتع قابل مشاهده نبود.

سپاسگزاری

بخشی از هزینه‌های اجرای این تحقیق از طریق معاونت محترم پژوهشی دانشگاه فردوسی مشهد (طرح کد ۱۶۶۳۷) تأمین شده، بدین‌وسیله از مسئولان محترم آن معاونت تشکر و قدردانی می‌شود. همچنین جا دارد از مساعدت‌ها و حمایت‌های اداره کل منابع طبیعی استان خراسان جنوبی، آقای مهندس علیرضا یاری (مدیر اجرایی) و آقایان محمد فتحی، غلامرضا خراشادیزاده و محمد کرمانی از پرسنل پروژه بین‌المللی ترسیب کربن و نیز همکاری مهندس الیاس آرزمجو تشکر و قدردانی گردد.

منابع مورد استفاده

-اجتهادی، ح. سپهری، ع. و عکافی، ح.ر.، ۱۳۸۸. روش‌های اندازه‌گیری تنوع زیستی. انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ۲۲۸ صفحه.

-آقاعلیخانی، م. و قوشچی، ف.، ۱۳۸۴. بوم‌شناسی گیاهی کاربردی. انتشارات دانشگاه آزاد ورامین، ورامین، ۲۱۷ صفحه.

-آقاسی، م.ج. بهمنیار، م.ع. و اکبر زاده، م.، ۱۳۸۵. مقایسه اثرات قرق و پخش آب بر روی پارامترهای پوشش گیاهی و خاک در مراتع کیاسر، استان مازندران. علوم کشاورزی و منابع طبیعی، ۱۳(۴): ۱۳-۱.

-امیری، ف. و بصیری، م.، ۱۳۸۷. مقایسه برخی مشخصات خاک و پوشش گیاهی مراتع در دو منطقه قرق و چرا. مرتع، ۲(۳): ۲۵۳-۲۳۷.

-براتی، م.، بازوبندی، م. و قربانلی، م.، ۱۳۸۵. بررس برخی ویژگی‌های اکوفیزیولوژیکی رشد خارشتر. رستنی‌ها، ۷(۲):۱۲۳-۱۱۱.

-تمرتاش، ر.، طاطیان، م.ر. ریحانی، ب. و شکریان، ف.، ۱۳۸۸. بررسی رابطه خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مارنی با اجتماعات گیاهی (مطالعه موردی: دشت بیرجند). تحقیقات مرتع و بیابان ایران، ۱۶(۴):۴۸۱-۴۹۲.

-سپهری، ع. و خلیفه زاده، ر.، ۱۳۸۸. بررسی تغییرات درجه اهمیت گونه‌های اسپند و درمنه دشتی در اطراف آبشخوار در مراتع زمستانه چاه نو دامغان. مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، ۱۶(۱): ۱۰-۱.

-حمزه، ب. صفوی، ر. عصری، ی. و جلیلی، ع.، ۱۳۸۹. تجزیه و تحلیل فلوریستیکی و و توصیف مقدماتی پوشش گیاهی ذخیره‌گاه زیست‌کره ارسباران شمال‌غرب ایران. رستنی‌ها، ۱۱(۱): ۲۲۹-۲۱۱.

-حمزه، ب. خان حسنی،م. خداکرمی، ی. و نعمتی پیکانی، م.، ۱۳۸۷. مطالعه فلوریستیکی و جامعه‌شناسی گیاهی جنگل‌های چهارزبر کرمانشاه. تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، ۱۶(۲): ۱۶-۱.

-دهشیری، م.م. طاهر نژاد، س. فلاحیان، ف.، اسدی، م. و معصومی، ع.ا.، ۱۳۸۵. بررسی تنوع تیره بقولات در حوزه آبخیز رودخانه ولایت رود. مجله علوم پایه دانشگاه آزاد اسلامی، ۶۲(۱): ۴۳-۳۵.

-رضوی، ع.، رحمانی، ر. و ستاریان، ع.، ۱۳۸۸. بررسی عوامل موثر بر تنوع زیستی با استفاده از رگرسیون خطی چندگانه در جنگل تحقیقاتی واز. مجله پژوهش‌های علوم و فناوری چوب و جنگل، ۱۶(۱): ۵۰-۳۳.

-زارع چاهوکی،م.ع. قمی، س.، آذرنیوند، ح. و پیری صحراگرد، ح.، ۱۳۸۸. بررسی رابطه بین تنوع گون‌های و عوامل محیطی (مطالعه موردی :مراتع آرتون-فشندک طالقان). مجله مرتع، ۳(۲): ۱۸۰-۱۷۱.

-عباسی، س. حسینی، م.، پیله ور، ب. و زارع، ح.، ۱۳۸۸. اثر حفاظت بر تنوع زیستی گونه های چوبی در منطقهٔ اشترانکوه لرستان. مجلهٔ جنگل ایران، ۱(۱): ۱۰-۱.

-علیجانپور، ا. اسحقی راد، ج. و بانج شفیعی، ع.، ۱۳۸۸. بررسی و مقایسهٔ تنوع گونه‌ای تجدید حیات توده های جنگلی دو منطقهٔ حفاظت شده و غیر حفاظتی ارسباران. مجلهٔ جنگل ایران، ۱(۳): ۲۱۷-۲۰۹.

-فیضی،م.ج. فرزادمهر، ج.، زارع چاهوکی، م.ع. و حسینعلی زاده،

م.، ۱۳۸۸. بررسی ویژگی های پوشش گیاهی درمنه دشتی در دو منطقه چرای دائم و فصلی (مطالعه موردی: مراتع کبوترکوه خراسان رضوی). مرتع، ۳(۴): ۵۸۹-۵۷۱.

-قلیچ نیا، ح.، ۱۳۷۵. مقایسه پوشش گیاهی مناطق مرجع، کلید و بحرانی پارک ملی گلستان و مراتع هم‌جوار. پژوهش و سازندگی، ۳۰: ۲۳-۳۵.

-قهساره اردستانی، ا.، بصیری، م. ترکش، م. و برهانی، م.، ۱۳۸۹. شاخص‌های مناسب برای بررسی تنوع گونه‌ای در چهار مکان مرتعی استان اصفهان. مجله مرتع، ۴(۱): ۴۶-۳۳.

-قهرمان، ۱.، ۱۳۸۴. فلور ایران. انتشارات موسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع. جلد۱، ۴، ۵، ۸ و ۲۱.

-مهدوی، ع. حیدری، م. و اسحاقی راد، ج.، ۱۳۸۹. بررسی تنوع زیستی و غنای گونه‌های گیاهی در ارتباط با عوامل فیزیوگرافی و فیزیکی-شیمیایی خاک در منطقه حفاظت شده کبیرکوه. تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، ۳: ۴۳۶-۴۲۶.

-Abd El-Ghani, M.M. and Amer, W.M., 2003. Soil–vegetation relationmhips in a coastal desert plain of southern Sinai, Egypt. Journal of Arid Environments, 55: 607–628.

-Alizadeh, M., Mahdavi, M. and Jouri, M.H., 2010. Capability investigation of carbon sequestration in two species (*Artemisia sieberi* Besser & *Stipa barbata* Desf) under different treatments of vegetation management (Saveh, Iran). World Academy of Science, Engineering and Technology, 70: 295-298.

-Amiraslani, F. and Dragovich, D., 2011. Combating desertification in Iran over the last 50 years: An overview of changing approaches. Journal of Environmental Management, 92: 1-13.

Causinm, S.H., 1991. Species diversity measurement: choosing the right index. Trends in Ecology and Evolution, 6: 190–192.

-FAO., 2004. A review of carbon sequestration projects. Rome, 95p.

-Fontaine, N., Poulin, M. and Rochefort, L., 2007. Plant diversity associated with pools in natural and restored peatlands. Peatland Ecology Research Group, 2: 1-17.

-GEF., 2003. Carbon sequestration in the desertified rangelands of Hossein Abbad. UNDP, 86p.

-Ghorbani-Ghouzhdi, H., Sahraroo, A., Asghari, H.R. and Abbasdokht, H., 2008. Composition of essential oils of *Artemisia sieberi* and *Artemisia khorasanica* from Iran.World Aoolied Sciences Journal, 5(3): 363-366.

-Javadi, S.A., Naseri, S., Jafari, M. and Zadbar, M., 2011. Estimating the production in two shrub species of *Atriplex canescenm* and *Haloxylon ammodendron* using some morphological parameters. African Journal of Agricultural Research, 6(2): 313-317.

-Jin Tun, Z., 2002. An sdudy on relation of vegetation, climate and soil in shanxi province. Journal of Plant Ecology, 162: 23-31.

-Hanke, W., Gröngröft, A., Jürgenm, N. and Schmiedel, U., 2011. Rehabilitation of arid rangelands: Intensifying water pulses from low-intenmity winter rainfall. Journal of Arid Environments, 75: 185-193.

-Landsberg, J., James, C.D., Maconochie, J., Nicholls, A.O., Stol, J. and Tynan, R., 2002. Scalerelated effects of grazing on native plant communities in an arid rangeland region of South Australia. Journal of Applied Ecology, 39: 427-444.

-Le Houérou, H.N., 1992. An overview of vegetation and land degradation in world arid lands. In: Dregne, H.E. (Ed.), Degradation and Restoration of Arid Lands. Texas Tech University, pp 127-163.

Mligo, C., 2006. Effect of grazing pressure on plant species composition and diversity in the semi-arid rangelands of Mbulu district, Tanzania. Agricultural Journal, 1(4): 277-283.

-Mc Cann, K. S., 2000. The diversity-stability debate. Nature, 405: 228-233.

-Odum, E.P., 1971. Fundamentals of Ecology. 3rd ed, Saunders, Philadelphia.

-Raunkiaer, C., 1934. The life form of plants and statistical plant geography. Oxford Clarendon Press, London.

-Rechinger, K.H., 1979. Flora Iranica. Akademische Druck-u, Verlagsanstalt Graz, Austria, 468 p.

-Riginos, C. and Hoffman, M.T., 2003. Changes in population biology of two succulent shrubs along grazing gradients. Journal of Applied Ecology, 40: 615-625.

-Rostami-Shahraji, T. and Pourbabaei, H., 2007. Study of vegetation in loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantationm in the Aziz kian and Lakan areas, Rasht. Journal of Environmental Studies, 33: 85-96.

-Shackleton, C.M., 2000. Comparison of plant diversity in protected and communal lands in the Bushbuckridge lowveld savanna, South Africa. Biological Conmervation, 94: 273-285.

-Shi, X.Z., Wang, H.J., Yu, D.S., C.Weindorf, D., Cheng, X.F., Pan, X.Z., Sun, W.X. and Chen, J.M., 2009. Potential for soil carbon sequestration of eroded areas in subtropical China. Soil and Tillage Research, 105: 322–327

-Spargo, J.T., M.Alley, M., F.Follett, R. and V.Wallace, J., 2008. Soil carbon sequestration with continuous no-till management of grain cropping systems in the Virginia coastal plain. Soil and Tillage Research, 100: 133–140.

-Simonm, L. and Allsopp, N., 2007. Rehabilitation of rangelands in Paulshoek, Namaqualand: understanding vegetation change using biophysical manipulationm. Journal of Arid Environments, 70: 755–766.

Floristic analysis and study of plant diversity in protected rangeland of HusseinAbad - South Khorasan Province, Iran

H. R. Fallahi [1*], P. Rezvani Moghaddam[2], M. Nassiri Mahallati[3] and M.A. Behdani[3]

1*- Corresponding Author, Assistant Professor, Faculty of Agriculture, University of Birjand, Iran,
E-mail : agroecology86@yahoo.com

2,3-Professor, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

4-Associate Professor, Faculty of Agriculture, University of Birjand, Iran

Received: 23/7/2011 Accepted:28/7/2012

Abstract

In this study, the effects of reconstruction and conservation were investigated on plant diversity of the region of the international Carbon Sequestration Project in Hussein-Abad, South Khorasan province. In the study area, four vegetation types including *Haloxylon persicum*, *Atriplex conescens*, *Haloxylon persicum* + *Atriplex conescens* and *Zygophyllum eurypterum* were planted in 2004. Six years after that, the plant diversity indices of four replanted vegetation types along with control vegetation type (no replanting and conservation programs) was studied in two different dates (April and May) in 2011. For this purpose, 51 quadrates (2 × 2 m) were used in each vegetation type. Results showed that the maximum plant diversity and vegetation coverage were observed in *Haloxylon persicum* + *Atriplex conescens* (30 species and 22.5%, respectively) vegetation types, and the minimum values of these indices were recorded in control (20 species and 5.5%, respectively) vegetation type. The highest and the lowest values of plant density were obtained in *Atriplex conescens* (539,000 plant. ha^{-1}) and control (179000 plant. ha^{-1}) vegetation types, respectively. The Margalef's richness index was higher in all protected vegetation types, while uniformity index and Shannon diversity index were higher in the control vegetation type. The frequency of 65% of plant species was less than 20% and about 45% of the plant species belonged to therophytes. Overall, the experimental results showed that desert ecosystems could play an important role to improve global biodiversity if proper management programs are employed.

Keywords: range, carbon sequestration, biodiversity, Shannon biodiversity index, Margalef's richness index, dominance index