مجله علمی‌پژوهشی مهندسی اکوسیستم بیابان
سال نهم، شماره بیست‌وششم، بهار ۱۳۹۹، صفحه ۸۷ـ۱۰۲

ارزیابی اثرات خشکسالی بر خصوصیات خاک و تنوع گونه‌ای گیاهی ذخیره‌گاه ژنتیکی گیاه دیودال (*Ammodendron persicum*) در مراتع حاجی‌آباد خراسان جنوبی

مسلم رستم‌پور*[۱]، محمد ساغری[۲]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۴/۲۹ **تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۹/۲۷**

چکیده

کمبود بارندگی و در پی آن خشکسالی، منجر به تغییراتی در اکوسیستم‌های مرتعی می‌شود. تشخیص تدریجی این نوسانات، به‌آسانی نیست. پایش مرتع به‌منظور تفکیک اثر تغییر اقلیم و مدیریت از جمله تحقیقات مورد علاقه بین متخصصان مرتع است. بدین منظور، برای بررسی روند تغییرات خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و تنوع گونه‌ای گیاهی ناشی از اثرات تغییر اقلیم در یک بازهٔ یازده‌ساله، ذخیره‌گاه ژنتیکی دیودال که در این دوره تحت قرق حفاظتی بود، انتخاب شد. نمونه‌برداری از خاک و پوشش گیاهی در زمان و مکان مشخص در دو سال بسیار مرطوب (۱۳۸۵ـ۱۳۸۶) و نسبتاً خشک (۱۳۹۶ـ۱۳۹۷) بر اساس شاخص خشکسالی بارش استانداردشده (SPI) طبق چهارچوب مشخص انجام شد. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در آزمایشگاه تعیین شد. درصد پوشش گیاهی کل، غنا و شاخص‌های عددی تنوع و غالبیت گونه‌ای برآورد شد. نتایج نشان داد که پس از گذشت یازده سال، میزان شن، سیلت و اسیدیتهٔ افزایش و رس، هدایت الکتریکی و رطوبت اشباع خاک کاهش معنی‌داری داشته است. بافت خاک نیز از شنی لومی به شنی ریز تغییر پیدا کرده است. همچنین درصد پوشش گیاهی (از ۳۵٪ به ۲۷/۳۳٪)، تعداد پایه (از ۳۵/۴ تا ۲۱/۴۱ پایه در هر ۴ مترمربع)، غنای کل (از ۲۴ گونه به ۱۸ گونه) و تنوع گونه‌ای (از ۲/۷۳ به ۰/۹۲۴) کاهش و غالبیت گونه‌ای (از ۰/۱۶ به ۰/۷۵) افزایش معنی‌داری داشته است ($p<0/01$) و وضعیت مرتع از متوسط به وضعیت ضعیف تغییر کرده است. یافته‌های تحقیق نشان می‌دهد که تغییرات درصد لاشبرگ، مادهٔ آلی و آهک خاک به‌کندی انجام می‌گیرد.

کلیدواژه‌ها: تغییر اقلیم، خصوصیات خاک، پوشش گیاهی، تنوع گونه‌ای، دیودال.

---

۱. استادیار دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه بیرجند، نویسنده مسئول، rostampour@birjand.ac.ir
۲. استادیار دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه بیرجند

DOI: 10.22052/deej.2020.9.26.41

مقدمه

اکوسیستم‌های مرتعی در مناطق خشک و نیمه‌خشک به‌شدت تحت‌تأثیر عوامل اقلیمی و نوع مدیریت بهره‌برداری از آن‌ها قرار دارند (کاشکی و همکاران، ۲۰۱۵). اقلیم به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم بر تمامی عوامل مؤثر بر محیط رشد گیاهان تأثیر می‌گذارد. خاک به‌عنوان بستر رشد گیاهان در نتیجهٔ تأثیر عناصر اقلیمی چون درجه‌حرارت، رطوبت، تشعشع و باد شکل گرفته است (آذرنیوند و زارع چاهوکی، ۲۰۱۰). اقلیم روی رشد گیاهان تأثیرگذار است؛ عملیات مدیریتی از قبیل برداشت نیز می‌تواند همراه با اقلیم بر رشد گیاهان تأثیر بیشتری بگذارد (دیویس[1] و همکاران، ۲۰۱۲).

از بین عوامل اقلیمی، مقدار بارش، شاید مهم‌ترین عامل مؤثر در رشد و پراکنش گیاهان در مناطق خشک و نیمه‌خشک محسوب شود (آذرنیوند و زارع چاهوکی، ۲۰۱۰). کمبود بارش در دههٔ اخیر به‌عنوان یکی از بحران‌های حوزه‌های منابع طبیعی ایران به‌شدت محسوس است. تحقیقات متعددی اثرات خشکسالی را بر پوشش گیاهی مراتع بررسی کرده‌اند؛ نتایج بیانگر آن است که در عرصه‌های منابع طبیعی، یکی از مهم‌ترین پیامدهای خشکسالی، کاهش مقدار پوشش گیاهی و تسریع در بیابان‌زایی است (میرموسوی و کریمی، ۲۰۱۳؛ دستورانی و همکاران، ۲۰۱۵).

یکی از کاربردهای مطالعهٔ اثرات خشکسالی روی پوشش گیاهی، اهمیت آن در ارزیابی بیابان‌زایی است (دستورانی و همکاران، ۲۰۱۵). روند قهقرایی در بسیاری از مراتع مناطق مختلف آب‌وهوایی کشور ما به‌دلیل سوء مدیریت و بعضاً شرایط نامساعد محیطی باعث تخریب ساختار و عملکرد این اکوسیستم‌ها شده است (عندلیبی، ۲۰۱۱). تغییرات در مرتع ناشی از نوسانات آب‌وهوایی و اثر مدیریت است. حال سؤال اساسی این است که در ارزیابی مرتع چگونه اثر آب‌وهوا و مدیریت را می‌توان تفکیک کرد؟

با ارزیابی مستمر می‌توان اثر این دو عامل را تفکیک کرد؛ یعنی با داشتن آمار درازمدت از پوشش گیاهی که بهتر است با ثبت تصویر همراه باشد، در کنار آمار هواشناسی می‌توان در رابطه با تغییرات پوشش گیاهی نظر کارشناسی نمود. اگر در دورهٔ طولانی، ارزیابی انجام شود و شرایط مختلف آب‌وهوایی روی دهد، می‌توان اثر آب‌وهوا را از مدیریت جدا کرد. اگر بارندگی خوب و تولید علوفه کم باشد، نشان می‌دهد که مدیریت بد بوده است. اگر بارندگی کم و تولید علوفه خوب باشد، مدیریت خوب بوده است. پس از ارزیابی مستمر، داده‌ها مقایسه می‌شوند. داده‌ها زمانی قابل قبول هستند که در یک نظام مشخص ارزیابی تولیدشده باشند. بنابراین باید یک سیستم ملی ارزیابی یا پایش در کشور پیاده شود و فاکتورهای اندازه‌گیری‌شده، روش‌های اندازه‌گیری و مدیریت و تلفیق اطلاعات روی آن توافق شده باشند. بنابراین اطلاعات آمار هواشناسی، عکس و آمار زمینی نشان می‌دهد که تغییرات در مرتع ناشی از نوسانات آب‌وهوایی و یا اثر مدیریت بوده است (ارزانی و همکاران، ۲۰۰۸؛ ارزانی و عابدی، ۲۰۱۵).

در اکوسیستم‌های طبیعی، مراتع مناطق خشک حائز ویژگی‌های خاصی هستند که متمایز از مراتع سایر نواحی می‌شوند. مدیریت این عرصه‌ها نیازمند شناخت اصولی از این ویژگی‌هاست تا مبانی تئوری صحیح مدیریت این رویشگاه‌ها شناخته شود. برای دستیابی به این مهم لازم است ابتدا اطلاعات کافی از لحاظ نوع و طول مدت جمع‌آوری اطلاعات در اختیار باشد تا بر مبنای این اطلاعات از بین روش‌های شناخته‌شده، روش‌های صحیح آنالیز و ارزیابی این مناطق معرفی شود. ضروری است داده‌های مذکور از مکان مشابه و در زمان مشابه و با روش مشابه از مراتع پراکنده در اکوسیستم‌های خشک مرتعی جمع‌آوری گردد و در هر اندازه‌گیری نیز فاکتورهای مشابه مورد ارزیابی قرار گیرند تا امکان جمع‌بندی نتایج حاصل گردد (ارزانی و همکاران، ۲۰۰۸).

در خصوص بررسی اثرات خشکسالی بر پوشش گیاهی مراتع مناطق خشک، تحقیقات متعددی صورت گرفته است که به تعدادی از آن‌ها اشاره می‌شود.

ارزانی و همکاران (۱۹۹۹) تغییرات پوشش گیاهی و گرایش وضعیت مراتع پشتکوه استان یزد را در سال ۱۳۶۵ و

1. Davis

سال ۱۳۷۷ بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که روند تغییرات پوشش گیاهی در منطقهٔ مورد مطالعه کند است و برای جدا کردن و مشاهدهٔ روندهای واقعی از تغییرپذیری‌های سالیانه به دورهٔ طولانی‌تر نیاز است.

ارزانی و همکاران (۲۰۰۷) پایش پوشش گیاهی و تولید مراتع استپی استان قم را طی سال‌های ۱۳۷۸ تا ۱۳۸۳ انجام دادند. نتایج نشان داد که مراتع این مناطق درمجموع دارای پوشش تاجی کم و تولید ناچیز هستند. گیاهان علوفه‌ای طبقهٔ یک در ترکیب نباتی وجود نداشته و یا درصد خیلی کمی از پوشش گیاهی را به خود اختصاص می‌دهند.

قلیچ‌نیا و همکاران (۲۰۱۲) در بررسی روند تغییرات پوشش گیاهی و تولید در مراتع استان مازندران طی یک دورهٔ چهارساله (۱۳۸۱ــ۱۳۸۴) به این نتیجه رسیدند که درصد پوشش و تولید با بارندگی در ارتباط بوده است؛ به‌طوری که در بیشتر سایت‌هایی که میانگین بارش به‌خصوص بارش در اواخر زمستان و بهار در سال ۱۳۸۳ بیشتر از سایر سال‌ها بوده، به‌واسطهٔ آن میانگین درصد پوشش و تولید در همین سال بیشتر از سایر سال‌های مورد مطالعه بوده است.

پودینه (۲۰۱۳) تغییرات پوشش گیاهی و برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در منطقهٔ مسیلهٔ قم در سال ۱۳۹۰ را بررسی و آن را با اطلاعات موجود در سال ۱۳۷۵ مقایسه کرد. نتایج به‌دست‌آمده نشان داد که وضعیت خاک منطقه به‌دلیل تجمع یون سدیم و سایر نمک‌ها قلیایی‌تر شده است.

شریفی و همکاران (۲۰۱۷) پایش پوشش گیاهی مرتع ییلاقی آق‌داغ خلخال در استان اردبیل را از سال ۱۳۸۷ تا ۱۳۹۱ انجام دادند و نتیجه گرفتند که در یک دورهٔ چهارساله، متناسب با تغییرات بارندگی و دمای محیط، تحت شرایط مدیریت بومی اعمال‌شده، گندمیان دائمی نقش اصلی در روند تغییرات پوشش گیاهی داشتند؛ به‌طوری که تغییرات پوشش تاجی گندمیان چندساله از جمله *Agropyron cristatum*، *Bromus tomentellus*، *Festuca ovina* و *Koeleria caucasica* معنی‌دار بوده ولی در پوشش بوته‌ای‌ها کند و غیرمعنی‌دار بوده است.

هنسی[1] و همکاران (۱۹۸۳) روند تغییرات پوشش گیاهی مراتع نیومکزیکوی جنوبی طی سال‌های ۱۹۳۵ تا ۱۹۸۰ را مطالعه کرده و بدین نتیجه رسیدند که مهم‌ترین عامل مؤثر بر تغییرات پوشش گیاهی منطقهٔ مورد مطالعه خشکسالی است.

ژنگ[2] و همکاران (۲۰۱۶) اثرات خشکسالی را بر تولید مراتع چین طی سال‌های ۱۹۸۲ تا ۲۰۱۲ با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای بررسی کردند و نتیجه گرفتند تأثیر خشکسالی بستگی به نوع تیپ گیاهی دارد و منجر به کاهش تولید علوفه مراتع می‌شود.

ژائو[3] و همکاران (۲۰۱۷) اثرات خشکسالی را بر تغییرات پوشش گیاهی مراتع آریزونا طی سال‌های ۲۰۰۵ تا ۲۰۱۰ با استفاده از سنجش از دور بررسی کردند. نتایج بیانگر این است که کاهش شاخص سبزینگی پوشش گیاهی طی این دورهٔ خشکی، به‌شدت تحت‌تأثیر بارندگی، تابش و دما قرار می‌گیرد.

اما در تحقیقات موجود، هنوز عکس‌العمل تنوع زیستی به تغییرات شرایط رویشگاه کاملاً روشن نشده است (جسترزبسکا[4] و همکاران، ۲۰۰۹). و در این خصوص تحقیقات اندکی وجود دارد.

هدف این تحقیق، پایش تغییرات خاک و وضعیت پوشش گیاهی رویشگاه دیودال در مراتع خراسان جنوبی است. دیودال با نام علمی *Ammodendron persicum* گونه‌ای است درختچه‌ای از تیرهٔ لگومینوز که در منطقهٔ زیرکوه قائن جامعهٔ گیاهی متنوع و مناسبی را همراه با سایر گونه‌های گیاهی در این اکوسیستم خشک و شکننده تشکیل داده که از نظر تثبیت شن‌های روان و فراهم‌سازی امکان زیست در این منطقهٔ مرزی از اهمیت زیادی برخوردار است. این گیاه در ایران عمدتاً در منطقهٔ زیرکوه قائن و به‌صورت محدود در منطقهٔ گزیک بیرجند و خاش رویش داشته و رویشگاه آن تا کشور افغانستان نیز ادامه یافته است (توکلی،

1. Hennessy
2. Zhang
3. Zhao
4. Jastrzębska

۲۰۰۴). در منطقهٔ زیرکوه قائن مساحت رویشگاه دیودال که در آن این گونه به‌عنوان گونهٔ غالب و یا همراه روی شن‌های روان منطقه حضور دارد، حدود ۱۳۴۳۲۰ هکتار محاسبه شده است. ادارهٔ کل منابع طبیعی خراسان در سال ۱۳۶۸ عرصه‌ای به مساحت ۱۰۰ هکتار را به‌عنوان ذخیره‌گاه دیودال انتخاب و تحت قرق حفاظتی قرار داده است که در ۳۰ سالهٔ اخیر در دوره‌های ترسالی و خشکسالی در این منطقه پایدار و سالم مانده است.

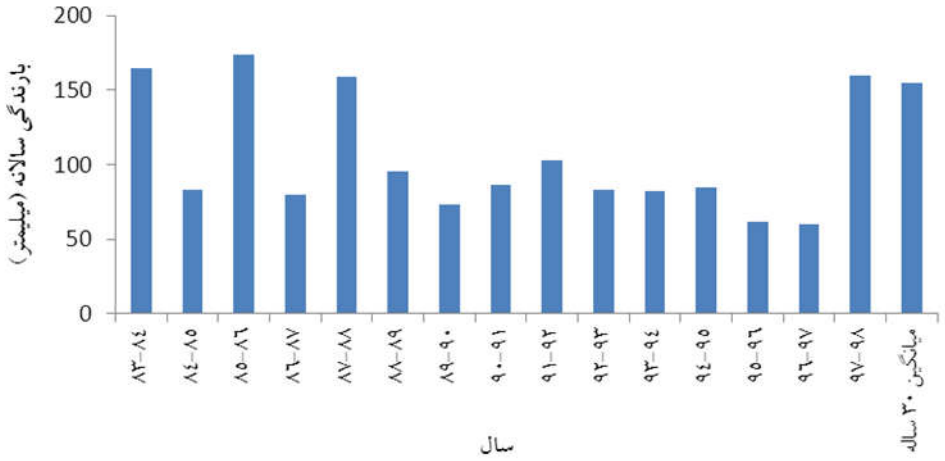
دیودال گونه‌ای مقاوم به خشکی است چون در شرایط اقلیمی محل رویش این گیاه در زیرکوه قائن با متوسط بارندگی سالانه حدود ۱۵۰ میلی‌متر از رشد مطلوبی برخوردار است. گسترش و توسعهٔ ریشه‌های افقی و عمودی در این گیاه، یکی از دلایل مقاومت به خشکی محسوب می‌شود (توکلی، ۲۰۰۴؛ حنطه و زارع چاهوکی، ۲۰۱۲).

سؤال اصلی این تحقیق این است که آیا ترسالی و خشکسالی، روی خصوصیات خاک و پوشش گیاهی رویشگاه دیودال تأثیری داشته یا خیر؟

مواد و روش‌ها

روش تحقیق

این تحقیق در ذخیره‌گاه ژنتیکی دیودال نزدیک روستای بقرایی، ۱۵ کیلومتری حاجی‌آباد (مرکز شهرستان زیرکوه) انجام شد. مطالعهٔ وضعیت اقلیمی منطقه در ۳۰ سالهٔ اخیر نشان می‌دهد که میانگین بارندگی سالانه منطقه، ۱۵۵ میلی‌متر و متوسط دمای سالانهٔ منطقه ۱۴/۵درجهٔ سانتی‌گراد است (شکل ۱). اقلیم منطقه به روش دومارتن از نوع خشک است. تیپ غالب منطقه *Ammodendron persicum* – *Stipagrostis pennata* است.



شکل (۱): میانگین بارندگی سالانهٔ منطقهٔ مورد مطالعه در یک دورهٔ پانزده‌ساله (از ۱۳۸۳ـ۱۳۹۸)

Figure (1): Average annual rainfall of the study area for a 15-year period (2004-2019)

در این تحقیق، به‌منظور پایش تغییرات خصوصیات خاک و پوشش گیاهی، اطلاعات مربوط به خاک و گیاه در خرداد سال ۱۳۸۶ (سال آبی ۱۳۸۵ـ۱۳۸۶) با بارندگی ۲۲۰ میلی‌متر (بالاتر از میانگین بارش سالانهٔ منطقه) به‌عنوان ترسال و خرداد سال ۱۳۹۷ (سال آبی ۱۳۹۶ـ۱۳۹۷) با بارندگی ۹۸ میلی‌متر (پایین‌تر از میانگین بارش سالانهٔ منطقه) به‌عنوان خشکسال جمع‌آوری و مقایسه شده است که مراحل آن بدین شرح است:

تعیین خشکسالی دورهٔ زمانی مورد مطالعه

به‌منظور بررسی دوره‌های خشکسالی و ترسالی در تحقیق حاضر، از شاخص بارش استانداردشده (SPI[1]) استفاده شد (رابطهٔ ۱).

$$SPI = \frac{P_i - \overline{P}}{\delta} \qquad (۱)$$

که در آن، SPI شاخص خشکسالی، P_i میانگین بارندگی هر سال، $\overline{P}$ میانگین بارندگی کل سال‌ها و δ انحراف‌معیار کل

1. Standardized Precipitation Index

سال‌هاست. مقادیر مثبت شاخص بارش استانداردشده (*SPI*) بیانگر بارندگی بیش از بارش متوسط و مقادیر منفی آن، نشان‌دهندهٔ بارندگی کمتر از بارش متوسط است. بر اساس این روش، دورهٔ خشکسالی زمان رخ می‌دهد که مقادیر *SPI* به‌طور مستمر منفی و به مقدار ۱- یا کمتر برسد و زمانی پایان می‌یابد که مقدار *SPI* مثبت شود (انصافی مقدم، ۲۰۰۷) (جدول ۱).

اندازه‌گیری خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و هیدرولوژیکی خاک

نمونه‌برداری از خاک، به‌لحاظ زمانی (خرداد) و مکانی (نقاط ثبت‌شده توسط GPS) دقیقاً مشابه سال ۱۳۸۶ بود. بدین صورت که در داخل ذخیره‌گاه سه نقطه به‌عنوان رویشگاه معرف انتخاب و در مکان‌هایی که از قبل مشخص بوده است، تعداد ۱۰ نمونه پروفیل خاک حفر شد و تا عمق ۱۰۰ سانتی‌متر نمونه‌برداری صورت گرفت. نمونه‌های خاک پس از خشک شدن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد تا سنگریزه‌ها از آن جدا شوند. برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در آزمایشگاه خاک‌شناسی دانشگاه تهران (۲۰۰) و دانشگاه بیرجند (۱۳۹۷) شامل درصد شن، سیلت و رس به روش هیدرومتری بایکاس، اسیدیتهٔ خاک در گل اشباع به‌کمک pH متر، هدایت الکتریکی در عصارهٔ اشباع به‌وسیلهٔ هدایت‌سنج الکتریکی، درصد آهک خاک به روش کلسیمتری و مواد آلی خاک به روش اکسیداسیون تر تعیین شدند. بافت خاک به روش مثلث بافت خاک تعیین شد.

همچنین گروه هیدرولوژیکی خاک و به‌دنبال آن شمارهٔ منحنی ذخیره‌گاه، که نشانگر رفتار هیدرولوژیکی آن منطقه و رژیم آبدهی آن در مواقع بارندگی است، تعیین شد. چون منطقهٔ مورد مطالعه فاقد آمار رواناب بود، شمارهٔ منحنی بر اساس روابط تجربی ادارهٔ حفاظت خاک امریکا (SCS[2]) مشخص شد. شمارهٔ منحنی بستگی به نوع کاربری اراضی، نوع خاک و خصوصیات پوشش گیاهی دارد.

طبق این روش، گروه‌های اصلی هیدرولوژیکی خاک عبارت‌اند از چهار گروه A-B-C-D که با توجه به آزمایشات بافت خاک و وضعیت ظاهری اراضی و سایر خصوصیات مورفولوژیک، خاک‌های محدودهٔ طرح را به گروه‌های اصلی مربوط تقسیم می‌کند (مهدوی، ۲۰۱۸).

شمارهٔ منحنی (CN) بر اساس کاربری اراضی و درصد پوشش گیاهی و با فرض رطوبت متوسط از جداول مربوط تعیین و با توجه به ترسالی سال ۱۳۸۵ـ۱۳۸۶و خشکسالی سال ۱۳۹۶ـ۱۳۹۷اصلاح شد. ارتفاع نگهداشت آب (S) که حداکثر پتانسیل حفظ رطوبت خاک است که بعد از رواناب شروع می‌شود. برحسب میلی‌متر از رابطهٔ (۲) محاسبه شد (مهدوی، ۲۰۱۸).

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \qquad (۲)$$

جدول (۱): طبقات مختلف ترسالی و خشکسالی بر اساس شاخص بارش استانداردشده (SPI)

Table (1): Different classes of wet and drought period based on the SPI

وضعیت	SPI
فرامرطوب	بزرگ‌تر یا مساوی با ۲
بسیار مرطوب	۱/۵ تا ۱/۹۹
نسبتاً مرطوب	۱ تا ۱/۴۹
نزدیک نرمال	۰/۹۹- تا ۰/۹۹
نسبتاً خشک	۱- تا ۱/۴۹-
بسیار خشک	۱/۵- تا ۱/۹۹-
فراخشک	کوچک یا مساوی ۲-

اقتباس از مک‌کی و همکاران (۱۹۹۳)

ارزیابی خصوصیات پوشش سطح زمین و وضعیت مرتع

نمونه‌برداری از پوشش گیاهی نیز به‌لحاظ زمانی (خرداد) و مکانی (نقاط ثبت‌شده توسط GPS) دقیقاً مشابه سال ۱۳۸۶ انجام شد. بدین منظور، برای تعیین سطح پلات برای نمونه‌برداری از روش سطح حداقل استفاده شده بود که اندازهٔ آن چهار مترمربع است. در هر پلات لیست گونه‌های گیاهی، تراکم، درصد پوشش، درصد لاشبرگ، درصد سنگ و سنگریزه و درصد خاک ثبت شد. به‌منظور تعیین وضعیت مرتع از روش چهارفاکتوری تعدیل‌شده (ارزانی، ۱۹۹۸) استفاده شد (جدول ۲). در این روش، در عوامل پوشش تاجی

1. Curve Number
2. Soil Conservation Service

(درصد پوشش تا ۵۰٪)، ترکیب گیاهی (از گراس به بوته‌ای) و فرسایش خاک (از فرسایش آبی به فرسایش بادی) تعدیلاتی انجام شده است. همچنین برای تعیین گرایش وضعیت مرتع از روش ترازو استفاده شد (مقدم، ۲۰۰۹).

جدول (۲): حدود امتیازات عوامل چهارگانه در تعیین وضعیت مرتع ذخیره‌گاه به روش چهار فاکتوری

Table (2): Range of scores of four factors in determining the range condition by four-factor method

شرح وضعیت مرتع براساس جمع امتیاز عوامل چهارگانه		جمع امتیاز عوامل چهارگانه	امتیاز دریافتی	حدود امتیاز دریافتی	عوامل چهارگانه
عالی	بیشتر از ۴۵		×	۰-۲۰	حفاظت خاک
خوب	۳۸-۴۵	$\sum_{i=1}^{4} X_i$	×	۰-۱۰	ترکیب گیاهی
متوسط	۳۰-۳۷		×	۰-۱۰	بنیه و شادابی
ضعیف	۲۰-۲۹		×	۰-۱۰	درصد تاج‌پوشش
خیلی ضعیف	کمتر از ۲۰				

ارزیابی شاخص‌های عددی تنوع گونه‌ای گیاهی و تشابه گونه‌ای

به‌منظور تعیین شاخص‌های عددی تنوع زیستی شامل غنا و تنوع گونه‌ای، از معیار تعداد پایه[1] در هر منطقهٔ معرف ذخیره‌گاه استفاده شد. تعداد پایه به روش شمارش در پلات، غنای کل، از شمارش تعداد گونه در هر منطقهٔ معرف و غنای متوسط با محاسبهٔ میانگین غنا در هر پلات تعیین شد. به‌منظور بررسی تنوع گونه‌ای از شاخص شانون-وینر[2] استفاده شد. شاخص شانون-وینر که از شاخص‌های ناهمگنی و بر اساس نظریهٔ اطلاعات است، از رابطهٔ (۳) محاسبه شد.

$$H' = \sum_{i=1}^{s} (P_i)(\ln P_i) \qquad (۳)$$

که در آن، H' شاخص تنوع گونه‌ای شانون-وینر، s تعداد گونه‌های گیاهی و P_i سهم کل نمونه متعلق به گونهٔ iام است. دامنه H' بین ۱/۵ تا ۴/۵ است و به‌ندرت از ۵ تجاوز می‌کند. این شاخص تحت‌تأثیر گونه‌های نادر قرار می‌گیرد (جعفری و رستم‌پور، ۲۰۱۹).

همچنین به‌منظور بررسی غالبیت گونه‌ای از شاخص غالبیت سیمپسون[3] استفاده شد. این شاخص تحت‌تأثیر گونه‌های غالب قرار دارد. در منابع مختلف، روابط متعددی از سیسمپسون استفاده شده است. پیلو (۱۹۶۹) بیان کرد که برای یک جمعیت محدود شاخص غالبیت سیمپسون به شرح رابطهٔ (۴) است:

$$1 - \hat{D} = 1 - \sum_{i=1}^{s} [\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N-1)}] \qquad (۴)$$

که در آن، D شاخص تنوع سیمپسون، ni تعداد افراد گونهٔ i در نمونه، $\sum n_i$ تعداد کل افراد در نمونه و S تعداد گونه‌های گیاهی است. دامنهٔ شاخص غالبیت سیمپسون بین ۱ (همهٔ گونه‌ها با تعداد یکسان) و صفر (فقط یک گونه در جامعهٔ گیاهی غالب است) متغیر است (کربس[4]، ۱۹۹۹). هنگام به بردن این رابطه باید این نکته را در نظر داشت که موارد استفاده از آن فقط برای مواقعی است که معیار تراکم گونه‌ای تعیین شده باشد. زمانی که از معیارهای پوشش و بیوماس برای برآورد اهمیت گونه‌ای استفاده شود، باید از همان رابطهٔ اصلی سیمپسون ($1 - D = 1 - \sum_{i=1}^{s} P_i^2$) استفاده کرد.

تشابه گونه‌ای در دو سال ۱۳۸۷ و ۱۳۹۷ نیز از ضرایب تشابه جاکارد[5] (رابطهٔ ۵) و سورنسون[6] (رابطهٔ ۶) استفاده شد.

$$S_j = \frac{a}{a+b+c} \qquad (۵)$$

$$S_s = \frac{2a}{2a+b+c} \qquad (۶)$$

که در آن، S_j و S_S ضرایب تشابه گونه‌ای جاکارد و سورنسون، a تعداد گونه‌های مشترک بین دو نمونه یا دو جامعه، b تعداد گونه‌هایی که فقط در نمونه یا جامعهٔ اول وجود دارد و c تعداد گونه‌هایی است که فقط در نمونه یا

1. Number of Individuals
2. Shannon-Wiener
3. Simpson
4. Krebs
5. Jaccard
6. Sorensen

جامعهٔ دوم یافت می‌شود (عصری، ۱۹۹۵).

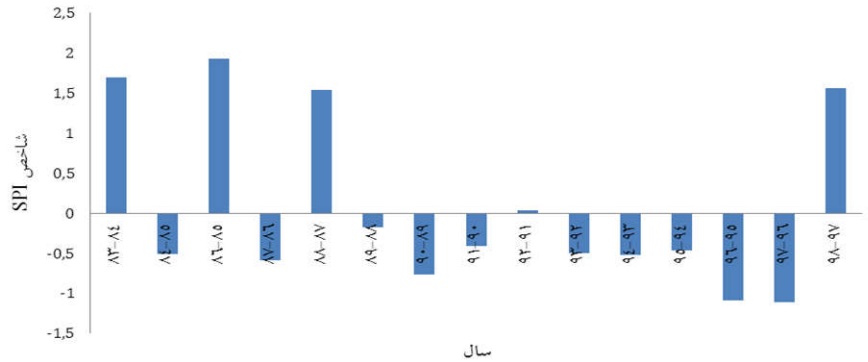
تمام شاخص‌های فوق توسط نرم‌افزار PAST و Ecological Methodology محاسبه شد.

تجزیه و تحلیل آماری

پس از بررسی نرمال بودن داده‌های خاک و پوشش گیاهی، به‌منظور مقایسهٔ خصوصیات کمّی خاک و پوشش گیاهی در دو سال ۱۳۸۶ و ۱۳۹۷، از آزمون تی استیودنت و تی تست هاچسون (زر، ۲۰۱۰) استفاده شد. آزمون آماری توسط نرم‌افزار SPSS انجام شد.

نتایج

نتایج شاخص خشکسالی بارش استانداردشده (SPI) نشان می‌دهد که سال ۱۳۸۵ـ۱۳۸۶ با مقدار SPI ۱/۹۳ در طبقهٔ بسیار مرطوب و سال ۱۳۹۶ـ۱۳۹۷ با مقدار SPI ۱/۱۱- در طبقهٔ نسبتاً خشک قرار دارد (شکل ۲). نتایج آزمون تی استیودنت نشان می‌دهد که بین دو سال بسیار مرطوب (۱۳۸۶) و نسبتاً خشک (۱۳۹۷) به‌جز مادهٔ آلی و آهک خاک، سایر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک دارای اختلاف معنی‌داری هستند (جدول ۳) به‌طوری که میزان شن، سیلت و اسیدیته در سال ۱۳۹۷، بیشتر از سال ۱۳۸۶ است. همچنین در میزان رس، هدایت الکتریکی و رطوبت اشباع سال ۱۳۹۷، نسبت به سال ۱۳۸۶ کاهش معنی‌داری مشاهده می‌شود ($p<۰/۰۱$).



شکل (۲): مقادیر شاخص بارش استانداردشده (SPI) در سال‌های مختلف در ذخیره‌گاه دیودال

Figure (2): Standardized Precipitation Index (SPI) values for different years in the *Amiodendron persicum* reserve

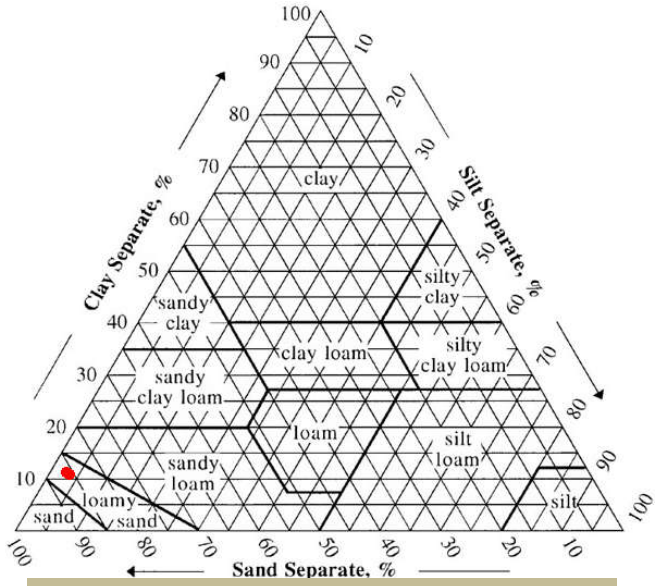
جدول (۳): میانگین ± انحراف معیار خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک، آمارهٔ t و سطح معنی‌داری در دو سال ۱۳۸۶و ۱۳۹۷در ذخیره‌گاه دیودال

Table (3) Mean ± standard deviation of soil physical and chemical properties, t and significance level in 2007 and 2018 in the *Amiodendron persicum* reserve

عوامل خاکی	واحد	سال ۱۳۸۶	سال ۱۳۹۷	t	Sig.
شن	درصد	۸۷/۳۳±۲/۶۷	۸۹/۲۵±۳/۳۳	-۲/۵۹	* ۰/۰۲۱
رس	درصد	۱۰/۷۹±۳/۰۵	۰/۶۲±۰/۹۵	۱۲/۲۱	*** ۰/۰۰
سیلت	درصد	۱/۸۸±۰/۹۲	۱۰/۱۲ ±۳/۵۰	-۹/۸۵	*** ۰/۰۰
هدایت الکتریکی	دسی زیمنس بر متر	۰/۲۶±۰/۰۳	۰/۲۱±۰/۰۴	۱۹	** ۰/۰۰۳
اسیدیته		۷/۶۲±۰/۵۰	۸/۱۰±۰/۰۶	-۳/۷۵	** ۰/۰۰۲
مادهٔ آلی	درصد	۰/۵۰±۰/۶۳	۰/۲۷±۰/۰۷	۱/۴۶	ns ۰/۱۶
آهک	درصد	۱۳/۴۳±۱/۱۵	۱۴/۱۲±۱/۵۱	-۱/۸۸	ns ۰/۰۸
رطوبت اشباع	درصد	۲۶/۰۰±۱/۳۶	۲۲/۸۱±۱/۲۲	۷/۰۹	*** ۰/۰۰

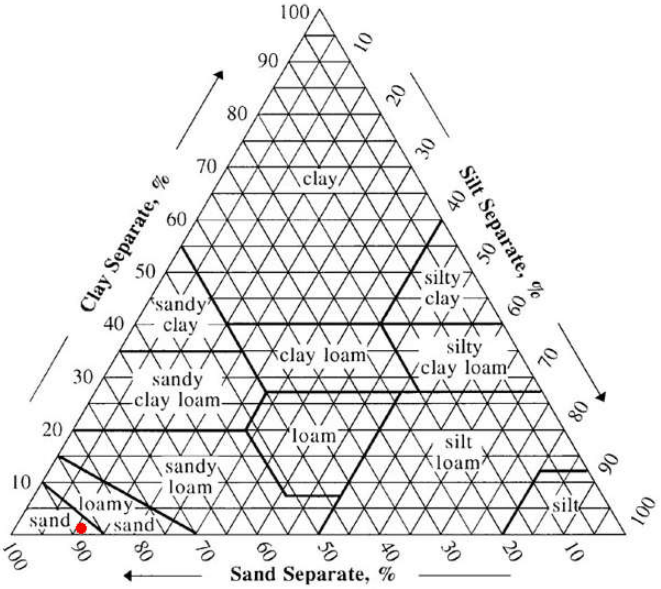
* Significant at $p = 0.05$, ** significant at $p = 0.01$, *** significant at $p = 0.001$, ns not significant

پس از تعیین بافت خاک به روش مثلث بافت خاک (شکل‌های ۳ و ۴)، مشخص شد که بافت خاک از شنی لومی در سال ۱۳۸۶ به شن ریز در سال ۱۳۹۷ تغییر پیدا کرده است. نتایج نشان داد که در اثر خشکسالی، ذخیره‌گاه دیودال از گروه هیدرولوژیکی B با قابلیت تولید رواناب متوسط به گروه هیدرولوژیکی A قابلیت تولید رواناب کم تغییر پیدا کرده است (جدول ۴).



شکل (۳): بافت خاک منطقه بر اساس مثلث بافت خاک در سال ۱۳۸۶

Figure (3): Soil texture according to soil texture triangle in 2007



شکل (۴): بافت خاک منطقه بر اساس مثلث بافت خاک در سال ۱۳۹۷

Figure (4): Soil texture according to soil texture triangle in 2018

جدول (۴): وضعیت گروه‌های هیدرولوژیکی خاک ذخیره‌گاه دیودال به روش SCS

Table (4): Status of Hydrologic soil groups in the *Amiodendron persicum* reserve by SCS method

سال	نوع خاک	گروه هیدرولوژیکی	ارتفاع نگهداشت آب در خاک (mm)	توانایی تولید روان آب
۱۳۸۶	شنی لومی	B	۲۸/۲۲	متوسط
۱۳۹۷	شنی ریز	A	۲۷۵/۱۶	کم

بررسی درصد پوشش سطح زمین (گیاه، سنگ و سنگریزه، خاک و لاشبرگ) در دو سال مد نظر نشان داد که درصد پوشش گیاهی و سنگ و سنگریزه در سال خشک، کاهش معنی‌داری داشته و وضعیت مرتع از متوسط به وضعیت ضعیف تغییر کرده و گرایش آن منفی بوده است. ولی تغییری در درصد لاشبرگ و خاک مشاهده نشد (جداول ۵ و ۶).

نتایج نشان می‌دهد که تعداد پایه، غنای کل و شاخص‌های تنوع شانون-وینر و غالبیت سیمپسون در دو سال بسیار

مرطوب و نسبتاً خشک با یکدیگر در سطح ۰/۰۵ و ۰/۰۱ معنی‌دار است (جدول ۷). اما بررسی غنای متوسط نشان‌دهندهٔ فاقد اختلاف معنی‌داری بین دو سال است. هرچند دو شاخص تشابه جاکارد و سورنسون بین کل رویشگاه در دو سال مورد مطالعه محاسبه شد و مقایسهٔ آماری صورت نگرفت، اما حاکی از پایین بودن میزان تشابه در دو سال بسیار مرطوب و نسبتاً خشک دارد.

جدول (۵): درصد پوشش سطح زمین (میانگین ± انحراف معیار)، آمارهٔ t و سطح معنی‌داری در دو سال ۱۳۸۶ و ۱۳۹۷ در ذخیره‌گاه دیودال

Table (5): Ground cover (mean ± SD), t and significance level in 2007 and 2018 in the *Amiodendron persicum* reserve

عامل	واحد	سال ۱۳۸۶	سال ۱۳۹۷	t	Sig.
پوشش گیاهی	درصد	۳۵±۵	۲۷/۳۳±۲/۵	۵/۲۷	۰/۰۳۴ *
سنگ و سنگریزه	درصد	۲/۵±۰/۳۵	۴/۲۳±۰/۲۵	-۲۶/۵	۰/۰۰۱ ***
خاک	درصد	۶۰/۶۶±۴/۰۴	۶۶/۳۳±۲/۳۵	-۳/۹	۰/۰۶ ns
لاشبرگ	درصد	۱/۷±۰/۲	۱/۲±۰/۲۵	۳/۲۱	۰/۰۸۵ ns

* Significant at $p = 0.05$, ** significant at $p = 0.01$, *** significant at $p = 0.001$, ns not significant

جدول (۶): وضعیت و گرایش وضعیت مرتع در دو سال ۱۳۸۶ و ۱۳۹۷ در ذخیره‌گاه دیودال

Table (6): Range condition and range trend in 2007 and 2018 in the *Amiodendron persicum* reserve

سال	حفاظت خاک	ترکیب گیاهی	بنیه و شادابی	درصد تاج‌پوشش	جمع امتیازات	وضعیت ذخیره‌گاه
	امتیاز	امتیاز	امتیاز	امتیاز		
۱۳۸۶	۱۵	۸	۷	۷	۳۷	متوسط
۱۳۹۷	۹	۶	۵	۵	۲۵	ضعیف
	گرایش خاک		گرایش پوشش گیاهی		جمع امتیازات	گرایش ذخیره‌گاه
۱۳۸۶	۲		۲		۴	مثبت
۱۳۹۷	-۱		-۲		-۳	منفی

جدول (۷): تراکم و شاخص‌های عددی تنوع زیستی (میانگین ± انحراف معیار)، آمارهٔ t، سطح معنی‌داری و درصد تشابه گونه‌ای در دو سال ۱۳۸۶ و ۱۳۹۷ در ذخیره‌گاه دیودال

Table (7): Density and numerical indices of biodiversity (mean ± standard deviation), t, significance level and similarity indices in 2007 and 2018 in the *Amiodendron persicum* reserve

مؤلفه	شاخص	سال	متوسط ± انحراف معیار	t	Sig.
تعداد پایه (در ۴ مترمربع)		۱۳۸۶	۳۵/۴۰۱±۷	۶/۵۹	۰/۰۲ *
		۱۳۹۷	۲۱/۴۱±۵		
غنا	کل	۱۳۸۶	۲۴±۳	۵/۱۹	۰/۰۳۵ *
		۱۳۹۷	۱۸±۲		
	متوسط	۱۳۸۶	۴±۰/۰۵	۰/۳۹	۰/۷۳ ns
		۱۳۹۷	۳/۸۷±۰/۶۹		
تنوع	شانون-وینر	۱۳۸۶	۲/۷۳±۰/۰۲	۱۲۱/۰۷	۰/۰۰ ***
		۱۳۹۷	۰/۹۲۴±۰/۰۰۱		
غالبیت	سیمپسون	۱۳۸۶	۰/۱۶±۰/۰۱	-۱۰۲/۱۹	۰/۰۰ ***
		۱۳۹۷	۰/۷۵±۰/۰۲		
تشابه (درصد)	جاکارد		۰/۳۳		
	سورنسون		۰/۴۶		

* Significant at $p = 0.05$, ** significant at $p = 0.01$, *** significant at $p = 0.001$, ns not significant

بحث و نتیجه‌گیری

به‌دلیل اهمیت منطقهٔ مورد مطالعه از نظر حرکت شن‌های روان و تهدیدهای جدی آن، وجود کانون بحرانی فرسایش بادی همت‌آباد- شاهرخت که از نظر اجرای عملیات مبارزه با فرسایش بادی در اولویت I واقع شده است، ذخیره‌گاه ژنتیکی دیودال به‌عنوان گونهٔ بومی مقاوم به خشکی تاسیس شد. در خرداد ۱۳۸۶، مطالعات خاک و پوشش گیاهی آن بررسی شد و پس از گذشت یازده سال، مجدداً در سال ۱۳۹۷ به‌منظور پایش مرتع مورد مطالعه قرار گرفت. نتایج ارزیابی شدت خشکسالی نشان داد که دورهٔ خشکسالی از مهرماه ۱۳۸۶ (با مقدار SPI ۰/۶-) شروع و تا شهریور ۱۳۹۷ (با مقدار SPI ۱/۱۱-) ادامه داشته است. به‌جز سال آبی ۱۳۸۷-۱۳۸۸، بقیهٔ سال‌های این دورهٔ یازده‌ساله (با مقادیر منفی SPI) در دورهٔ خشکسالی قرار داشته‌اند. رخداد خشکسالی نیز از ابتدای مهرماه ۱۳۹۷ (با مقدار SPI مثبت) به پایان رسیده است. خشکسالی‌های ده‌سالهٔ اخیر به‌همراه فرسایش بادی تغییراتی در خاک و پوشش گیاهی این منطقه ایجاد کرده است. به نظر می‌رسد اولین تغییر مورد بررسی تغییر در بافت خاک باشد. نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که بافت خاک از لومی شنی در سال ۱۳۸۶ (به‌عنوان ترسال) به خاکی با بافت شنی در سال ۱۳۹۷ (به‌عنوان خشکسال) تغییر کرده است. این تغییر با کاهش محسوس درصد رس به وقوع پیوسته است. کاهش درصد رس منجر به کاهش کلوئیدهای خاک می‌شود. به‌دلیل تجزیهٔ مواد آلی و از هم پاشیده شدن خاک‌دانه‌ها، ذرات ریزتر از طریق باد حمل شده و ذرات درشت‌تر بر جای می‌مانند (حاج‌عباسی و همکاران، ۱۹۹۷).

هدایت الکتریکی (EC) از خصوصیات بسیار مهم خاک به شمار می‌رود و نشان‌دهندهٔ مجموعهٔ املاح محلول در خاک است. هرچند عرصهٔ شنی رویشگاه دیودال اساساً شور نبوده و به‌دلیل خلل و فرج خاک، آب‌شویی تا اعماق بیشتر از ۱۰۰ سانتی‌متر نیز انجام می‌شود با وجود این، تغییر معنی‌داری در ده‌سالهٔ خشکسالی بر میزان هدایت الکتریکی گذاشته و باعث کاهش آن شده است. رستم‌پور (۲۰۰۸) نیز در رویشگاه‌های جوامع دیودال در منطقهٔ زیرکوه قاین بین دو عمق فوقانی (۰-۲۰ سانتی‌متر) و تحتانی خاک (۲۰-۱۰۰ سانتی‌متر) به‌لحاظ هدایتی الکتریکی تفاوت معنی‌داری مشاهده نکرد.

اسیدیتهٔ خاک (pH) به‌دلیل شرایط بافری خاک به‌ندرت تغییر می‌کند؛ با وجود این، تغییر از وضعیت خنثی به‌سمت قلیایی در خاک عرصهٔ مورد مطالعه مشاهده شد. اما چون EC کمتر از ۴ دسی زیمنس بر متر و pH کمتر از ۸/۵ است، جزؤ خاک‌های شور و قلیا محسوب نمی‌شود (جعفری و رستم‌پور، ۲۰۱۹). از آنجا که قابلیت انحلال، تثبیت و قابلیت جذب عناصر غذایی در خاک تابع تغییرات اسیدیته است، احتمالاً در اثر خشکسالی‌های بیشتر از ۱۰ سال، تغییر اسیدیته منجر به کاهش دسترسی عناصر غذایی خاک برای گیاهان شود.

خشکسالی منجر به کاهش مادهٔ آلی شده، اما این کاهش معنی‌دار نبوده است. مادهٔ آلی یکی از مهم‌ترین عوامل تعیین‌کنندهٔ خصوصیات شیمیایی خاک به‌خصوص در بحث حاصلخیزی خاک است. هرگونه تغییراتی در این شاخص باعث تغییر در سایر ویژگی‌های شیمیایی خاک خواهد شد (مهدوی و همکاران، ۲۰۱۶). کاشکی و همکاران (۲۰۱۵) روند تغییرات پوشش گیاهی در اکوسیستم بیابانی منطقهٔ جاجرم استان خراسان شمالی به روشی متکی بر عوامل اقلیمی و پایش رطوبت خاک در یک بازهٔ زمانی چهارساله (۱۳۸۸-۱۳۹۱) بررسی کردند و نتیجه گرفتند که در منطقهٔ مورد مطالعه گونه‌های بوته‌ای با قابلیت زادآوری بالا نظیر *Artemisia sieberi* و *Salsola orientalis* به همراه گونه‌های یک‌سالهٔ کم‌زی روند تغییرات پوشش گیاهی را تعیین می‌کنند و این در حالی است که تغییرات کربن آلی خاک روندی کند و بطئی داشته و متقابلاً رطوبت خاک متناسب با تغییرات بارندگی، فاکتوری تغییرپذیر نشان داده است.

طبیعتاً در اثر خشکسالی، شرایط رطوبتی خاک از قبیل درصد رطوبت اشباع و نقاط رطوبتی شامل رطوبت نقطهٔ پژمردگی، ظرفیت زراعی و آب قابل دسترس در بافت شنی نسبت به بافت لومی شنی کاهش معنی‌داری دارد. با توجه به

اینکه رطوبت اشباع خاک با بافت خاک رابطه معنی‌داری دارد، با افزایش درصد سیلت و کاهش درصد رس خاک عرصه مورد مطالعه، افزایش میزان درصد رطوبت اشباع خاک منطقی به‌نظر میرسد (مهدوی و همکاران، ۲۰۱۶).

بافت خاک یکی از خصوصیات ثابت خاک است؛ بدین معنی که بافت خاک با گذشت زمان معمولاً تغییر نمی‌کند، یعنی یک خاک شنی معمولاً شنی و یک خاک رسی معمولاً رسی باقی خواهد ماند؛ هرچند فرسایش، آبشویی و هوا دیدگی می‌تواند بافت خاک را تغییر دهند (جعفری و رستم‌پور، ۲۰۱۹). در تحقیق حاضر در اثر خشکسالی ده‌ساله و به‌تبع فرسایش بادی، به‌دلیل خشک بودن خاک و کم بودن چسبندگی خاک، رس‌ها در جلوگیری از فرسایش تأثیر کمی دارند و در اثر بادهایی که در منطقه می‌وزد، رس‌ها جزء اولین ذراتی هستند که فرسایش می‌یابند (سلوکی و همکاران، ۲۰۱۰). از این طریق منجر به تغییر بافت خاک شده و بافت خاک از شنی لومی به شنی تبدیل شده است. کاهش درصد رس خاک بین سال‌های ۱۳۸۶ تا ۱۳۹۷ منجر به تغییراتی در خصوصیات هیدرولیکی و هیدرولوژیکی خاک می‌شود. وجود ذرات رس به‌دلیل ایجاد خلل و فرج ریزتر که برای نگهداری آب مناسب‌اند، به‌علت سطح ویژهٔ بیشتر، اثربخشی بیشتری دارند و از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر تغییرات ظرفیت زراعی هستند (شیخ اسماعیلی و همکاران، ۲۰۱۶).

تخلیهٔ سریع آب در خاک‌های شنی به‌علت خلل و فرج بزرگ‌تری که تنها برای تهویهٔ مناسب‌اند، به‌همراه سطح ویژهٔ کم ذرات شن، باعث اثرات منفی زیادی در ظرفیت نگهداری آب خاک می‌شود (همان). سرعت نفوذ آب به داخل خاک در خاک‌های شنی به‌مراتب بیش از خاک‌های رسی و رطوبت قابل دسترس و کل خلل و فرج آن‌ها کمتر است (فرداد، ۲۰۱۱).

شمارهٔ منحنی یکی از خصوصیات هیدرولوژیکی خاک است که تحت‌تأثیر گروه هیدرولوژیکی آن قرار دارد. مقدار CN بین صفر تا ۱۰۰ متغیر است. در CN برابر صفر رواناب از بارندگی حاصل نیامده و در CN برابر ۱۰۰، تمامی بارش در سطح زمین جریان یافته و ارتفاع رواناب برابر با ارتفاع بارندگی خواهد بود (مهدوی، ۲۰۱۸). تغییر بافت خاک باعث تغییر شمارهٔ منحنی نیز شده است. هرچه عدد منحنی پایین‌تر باشد، نفوذپذیری خاک بیشتر است. در سال ۱۳۹۷ که بافت خاک به نوع شنی تغییر پیدا کرده است، عدد شمارهٔ منحنی کمتر از سال ۱۳۸۶ بود که بافت خاک شنی لومی بود؛ ازاین‌رو میزان نفوذپذیری خاک و سرعت نفوذ آب در خاک بیشتر و ارتفاع نگهداشت آب کمتر بود. در سال مرطوب، کاهش نفوذپذیری خاک در اثر تغییر بافت خاک احتمالاً منجر به جاری شدن حجم زیادی از رواناب در هر رویداد بارندگی شده و افزایش ارتفاع رواناب نشان‌دهندهٔ تغییر بیشتر خاک و خطر ایجاد سیل در منطقه است (مرادنژادی و همکاران، ۲۰۱۴). البته رطوبت پیشین خاک در سال مرطوب نیز یکی از عوامل مهم در کاهش شدت نفوذ و در نتیجه افزایش رواناب است (حجازی و مزبانی، ۲۰۱۶). با وجود این در اثر خشکسالی، پدیدهٔ فرسایش بادی در منطقه شاید بیشتر از فرسایش آبی منجر به تغییر خصوصیات خاک و پوشش گیاهی شود.

مشابه نتیجهٔ تحقیق حاضر، ژائو و همکاران (۲۰۰۶) نیز اثر فرسایش بادی را در اراضی شنی هورکین مغولستان بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که فرسایش بادی منجر به افزایش درصد ماسه تا ۶/۲٪ و pH خاک تا ۳/۷٪ و کاهش درصد رس و میزان رطوبت خاک به‌ترتیب تا ۵۹/۶ و ۵۱/۸٪ شده است.

خشکسالی تأثیر معنی‌داری بر تراکم پوشش گیاهی به‌ویژه در مناطق خشک دارد (خسروی و همکاران، ۲۰۱۷). جعفری و آرمان (۲۰۱۴)، پایش تغییرات پوشش گیاهی منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ جنگلی هلن در استان چهارمحال‌وبختیاری را با استفاده از تصاویر ماهواره انجام دادند و نتیجه گرفتند که میزان تراکم پوشش گیاهی از سال ۱۹۹۰ تا ۲۰۰۹ در ۱۲/۴٪ از کل منطقه افزایش داشته است. این محققان دلیل افزایش تراکم پوشش گیاهی را علاوه بر افزایش میانگین بارندگی زمستانه و دمای بلندمدت سالانه، مدیون تغییر عنوان آن به منطقهٔ حفاظت‌شده و جلوگیری از بهره‌برداری و تخریب این اکوسیستم دانستند.

ولی در منطقهٔ مورد مطالعه در تحقیق حاضر، با وجود حفاظتی بودن و عدم بهره‌برداری از مراتع، تراکم گونه‌ای کاهش چشمگیری داشته است و این، تأثیر اقلیم را نشان می‌دهد. گیتانجلی[1] و همکاران (۲۰۱۷) روند تغییرات پوشش گیاهی مراتع آریزونا را طی یک دورهٔ یازده‌سالهٔ خشکسالی شدید (۲۰۰۴ــ۲۰۱۴) بررسی کردند و نتیجه گرفتند با افزایش خشکسالی، پوشش گراس‌های چندسالهٔ بومی و بوته‌ای‌ها کاهش و لاشبرگ و پوشش گراس غیربومی *Eragrostis lehmanniana* افزایش یافت. محققان بیان کردند که به‌رغم اثرات خشکسالی، پوشش سطح زمین و تنوع گونه‌ای گراس‌ها همچنان ثابت بود.

علت متفاوت بودن نتایج برخی از تحقیقات در خصوص اثر خشکسالی بر پوشش گیاهی مراتع، احتمالاً انتخاب دورهٔ پایش است. در دوره‌های کمتر از ده سال احتمالاً نتوان تغییرات مرتع را مشاهده کرد. کاهش رطوبت خاک، به‌تبع کاهش پوشش گیاهی را به دنبال دارد. در اثر فرسایش بادی، سنگ و سنگریزه در سطح زمین افزایش پیدا کرده ولی تغییری در درصد لاشبرگ و خاک مشاهده نشده است. در واقع باد پدیدهٔ غالب منطقهٔ مورد مطالعه است و در اثر وزش باد در سال‌های مرطوب و خشک، لاشبرگ ریزش‌یافتهٔ پای گیاهان به خارج از منطقه جابه‌جا شده و وضعیت بارندگی روی لاشبرگ، تأثیر معنی‌داری نداشته است.

در تحقیق حاضر، به‌منظور بررسی تنوع و غالبیت گونه‌ای، از معیار تعداد استفاده شده است. تعداد پایه یا تراکم گونه‌ای عمومی‌ترین راه اندازه‌گیری غنای گونه‌ای و مورد تأیید اکولوژیست‌ها و گیاه‌شناسان است. از آنجایی که واحد نمونه برداری و تعداد نمونه در طرح پایش ثابت بوده است، شاخص‌های ناپارامتریک غنا، تنوع و غالبیت گونه‌ای تحت‌تأثیر شدت نمونه‌برداری قرار نمی‌گیرند و امکان مقایسهٔ آماری آن‌ها نیز وجود دارد. از شاخص شانون–وینر به‌منظور بررسی تنوع گونه‌ای گیاهی استفاده شد. این روش متداول‌ترین راه برای اندازه‌گیری تنوع است. این شاخص به فراوانی گونه‌های نادر در سطح رویشگاه مورد نظر حساسیت دارد و وزن بیشتری به گونه‌های نادر می‌دهد (مگوران[2]، ۲۰۰۴). غالبیت گونه‌ای نیز توسط شاخص سیمسپون محاسبه شد. این شاخص، برعکس شاخص شانون–وینر، به گونه‌های غالب وزن بیشتری می‌دهد (جعفری و رستم‌پور، ۲۰۱۹). دلیل اینکه هر دو شاخص در کنار یکدیگر در این تحقیق ارزیابی شد، این است که بنا بر نظر راوتلج[3] (۱۹۸۳) می‌بایست به هر دو گونهٔ نادر و غالب، وزن یکسانی داد (اجتهادی و همکاران، ۲۰۱۳). نتایج تحقیق حاضر نشان داد که خشکسالی به‌جز بر روی تعداد متوسط گونه در پلات (غنای متوسط)، بر سایر شاخص‌های تنوع زیستی شامل غنای کل و تنوع گونه‌ای و غالبیت گونه‌ای تأثیر معنی‌داری داشته و منجر به کاهش تعداد گونه (غنای کل) و شاخص تنوع شانون–وینر بین دو سال ۱۳۸۶ و ۱۳۹۷ شده است. در اثر خشکسالی، حضور گونه‌های یک‌ساله و فصلی ناچیز بوده و گونه‌های چندساله از قبیل دیودال و سبد در اکثر پلات‌های نمونه‌برداری حضور داشته و این باعث افزایش شاخص غالبیت در سال ۱۳۹۷ شده است. و همین خود عامل کاهش تشابه گونه‌ای بین دو سال مورد مطالعه می‌شود.

به‌منظور تفکیک اثر تغییر اقلیم از مدیریت، روی وضعیت مرتع، خصوصیاتی از قبیل وضعیت و گرایش مرتع در قرق حفاظتی ذخیره‌گاه دیودال ارزیابی شد و به‌رغم مدیریت ثابت و عدم ورود دام در منطقه، کمبود بارش سالیانه و وجود بادهای شدید در تابستان، نقش تغییر اقلیم را پررنگ‌تر کرده و گرایش عمومی مرتع به‌سمت قهقراست. با توجه به اینکه گونهٔ غالب و مورد حفاظت این منطقه، دیودال است، با وجود اینکه مادهٔ آلی خاک رویشگاه ناچیز بوده و تغییری نداشته است حتی با کاهش مادهٔ آلی خاک و رطوبت قابل دسترس گیاه، گونهٔ دیودال سالم و به‌دور از هرگونه آفت و بیماری، کماکان گونهٔ غالب است و مقاومت به خشکی آن پس از گذر ده سال در شرایط طبیعی، خود را نشان می‌دهد و بدون دلیل نیست که متخصصان علوم مرتع، به‌منظور اصلاح و احیای مراتع و اجرای پروژه‌های مرتع‌کاری، اولین شرط انتخاب گونه را بومی بودن آن

1. Gitanjali

2. Magurran
3. Routledge

می‌دانند. ازاین‌رو، پیشنهاد می‌شود محققان، مشابه این تحقیق را روی عرصه‌های تحت کشت گونه‌های غیر بومی نظیر آتریپلکس و کهور پاکستانی پس از گذر چندین سال کشت و در شرایط رطوبتی متفاوت انجام دهند و تغیرات محیط تحت کشت را بررسی کنند.

سپاسگزاری

این تحقیق، در قالب طرح تحقیقاتی و با حمایت مالی دانشگاه بیرجند تحت قرارداد شماره ۸۹۸۵/د/۱۳۹۷ به انجام رسیده و در اینجا از مسئول محترم پژوهشی دانشکدهٔ منابع طبیعی و محیط زیست، سرکار خانم دکتر قلاسی مود، بسیار تشکر و قدردانی می‌کنیم.

منابع

1. Andalibi, L., 2011. Rangeland landscape function analysis by Remote Sensing. MSc thesis in range management, College of Natural Resources, Isfahan University of Technology, 119 p. (In Persian)
2. Arzani, H., 1998. National guidelines for assessing the rangelands of different climate zones of Iran. *Research Institute of Forests and Rangelands*, 65 p. (In Persian)
3. Arzani, A. and Abedi, M., 2015. Measurement of vegetation. University of Tehran Press, 305p. (In Persian)
4. Arzani, H., Adnani, M., Bashari, H., Azimi, M., Bagheri, H., Akbarzadeh, M. and Kaboli, H., 2007. Assessment of vegetation covers and yield variation in rangelands of Qum province (2000-2005). *Iranian journal of Range and Desert Research*, 13(4), 296-313. (In Persian)
5. Arzani, H., Azimi, M., Farahpour, M., Kaboli, H. and Mirdavudi, H.R., 2008. Rangeland monitoring methods in arid ecosystems. *Forest and Range Journal*, 78, 32-43. (In Persian)
6. Arzani, H., Fatahi, M. and Ekhtesasi, M., 1999. Investigation on Quantitive and Qualitive Changes in rangeland vegetation of Poshtkuh of Yazd during last decade (1986 to 1998). *Journal of Pejuhesh and Sazandegi*, 12(3), 31-35. (In Persian)
7. Asri, Y., 1995. Phytosociology. Research Institute of Forests and Rangelands, Tehran (in Persian).
8. Azarnivand, H. and Zare Chahooki, M., 2010. Rangeland Ecology. University of Tehran Press, 345 pp. (In Persian)
9. Dastorani, M., Vali, A., Sepehr, A. and Komaki, Ch. B., 2015. The effect of drought on vegetation using MODIS satellite Khorasan Razavi. *Desert Ecosystem Engineering Journal*, 4(7), 1-8. (In Persian)
10. Davis, S.C., Dietze, M., DeLucia, E., Field, C., Hamburg, S.P., Loarie, S., Parton, W., Potts, M., Ramage, B., Wang, D., Youngs, H. and Long, S.P., 2012. Harvesting Carbon from Eastern US Forests: Opportunities and Impacts of an Expanding Bioenergy Industry. *Forests*, 3, 370-397.
11. Ejtehadi, H., Sepehry, A. and Akkafi, H., 2013. Methods of Measuring Biodiversity. Ferdowsi University of Mashhad Press, 228 p. (In Persian)
12. Ensafi Moghaddam, T., 2007. An Investigation and assessment of climatological indices and determination of suitable index for climatological droughts in the Salt Lake Basin of Iran. *Iranian journal of Range and Desert Research*, 14(2), 271-288. (In Persian)
13. Fardad, H., 2011. General irrigation (Vol 3): Methods irrigation. University of Tehran Press, 338 pp. (In Persian)
14. Ghelichnia, H., Arzani, H., Akbarzadeh, M., Farahpour, M. and Azimi, M., 2012. Investigation on variation trends of vegetation and yield in rangelands of Mazandaran province (2001-2005). *Iranian journal of Range and Desert Research*, 19(2), 203-220. (In Persian)
15. Gitanjali, S. Bodner and Robles, Marcos D., 2017. Enduring a decade of drought: Patterns and drivers of vegetation change in a semi-arid grassland. *Journal of Arid Environments*, 136, 1-14.
16. Hajabbasi, M.A., Jalalian, A. and Karimzadeh, H.R., 1997. Deforestation effects on soil physical and chemical properties, Lordegan, Iran. *Plant and Soil*, 190, 301–308.
17. Hejazi, A. and Mezbani, M., 2016. The Estimation of Runoff Volume and Maximum Discharge by Using Curve Number (CN) Method (Case Study in Darrehshahr Drainage Basin). *Hydrogeomorphology*, 2(5), 63-81. (In Persian)

18. Hennessy, J.T., Gibbens, R.P., Tromble, J.M. and Cardenas, M., 1983. Vegetation changes from 1935 to 1980 in mesquite dunelands and former grasslands of Southern New Mexico. *Journal of Range Management*, 36(3), 370-374.
19. Hente, A. and Zare Chahouki, M.A., 2012. Introduction of rangeland plants and their plantation methods. Institute of Applied Science Technology Jahad Daneshgahi. 180p. (In Persian)
20. Jafari, A. and Arman, Z., 2014. Monitoring of Vegetation Cover change in Helen Forested Protected Area and its Causes based on Bi-temporal Analysis of NDVI. *Journal of Natural Environment*, 67(4), 391-402. (In Persian)
21. Jafari, M. and Rostampour, M., 2019. Soil - Plant Relationships: Ecology, Statistics and analysis (vol. 1). University of Tehran Press, 468 p. (In Persian)
22. Jastrzebska, M., Szarejko, T., Hołdyński, C. and Jastrzebski, W., 2009. Species diversity in grassland communities under different habitat conditions. Polish *Journal of Natural Sciences*, 24(1), 43-59.
23. Kashki, M.T., Shahmoradi, A. and Namdost, T., 2015. Investigate dynamic and trend changes of vegetation on desert ecosystems (case study Jajarm region, North Khorasan). *Desert Ecosystem Engineering Journal*, 4(7), 87-98. (In Persian)
24. Khosravi, H., Haydari, E., Shekoohizadegan, S. and Zareie, S., 2017. Assessment the Effect of Drought on Vegetation in Desert Area using Landsat Data. The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science 20(1), S3-S12.
25. Krebs, C.J., 1999. Ecological Methodology. Second edition, Benjamin/Cummings, 620 pages.
26. Magurran, A.E., 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing, Oxford, 256 p.
27. Mahdavi, M. 2018 Applied Hydrology. University of Tehran Press. 360p. (In Persian).
28. Mahdavi, S., Azaryan, K. A., Javadi, M. and Mahmoodi, J., 2016. Effects of flood spreading on some physic-chemical properties and soil fertility (Case study: Band-E Alikhan area, Varamin). *Rangeland*, 10(1), 68-81. (In Persian)
29. Mckee, T.B., Doesken, N.J. and Kleist, J., 1993. The relationship of drought frequency and duration to timescales, 8th Conference of Applied Climatology, *Aneheim*, 179-184.
30. Mirmousavi, S.H. and Karimi, H., 2013. Effect of drought on vegetation cover using MODIS sensing images case: Kurdistan Province. *Geography and Development*, 11 (31), 57-76. (In Persian)
31. Moghadam, M.R., 2009. Range and Range management. University of Tehran Press. 470 p. (In Persian).
32. Moradnejadee, M., Karimi, K., Nakhaee Nejadfar, S., Khosravi, H. and Joorgholami, M., 2014. Assessing Flood Hydrograph by Using Simulated Runoff-Rainfall (Case Study: Evan Watershed). *Watershed Management Researches Journal*, 27(2), 52-60. (In Persian)
33. Pielou, E.C., 1969. An introduction to Mathematical Ecology. Wiley, New York, USA.
34. Poodineh, S., 2013. Monitoring of changes in vegetation and some soil physical & chemical characteristics. Case study: Masileh- Qom. MSc thesis in range management, college of Natural Resources, Isfahan University of Technology, 160 p. (In Persian)
35. Rostampour, M., 2008. Investigation of vegetation- environment relationships in Zirkouh rangelands of Qaen. M Sc. Thesis in range management, Faculty of Natural Resources. Tehran University. 180pp. (in Persian)
36. Routledge, R.D., 1983. Evenness indices: are any admissible? *Oikos*, 40, 149–151.
37. Sharifi, J., Shahmoradi, A., Nouri, A. and Azimi Motem, D., 2017. Rangeland monitoring in semi-Steppic region of Ardabil Province (A case study of pasture area Aq Dagh Khalkhal). *Rangeland*, 11(3), 283-293. (In Persian)
38. Sheikhesmaeili, O., Moazed, H. and Naseri, A., 2016. Evaluation of Estimation Methods for Water Field Capacity in Soils of Khuzestan Province. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 47(1), 55-63. (In Persian)
39. Soloki, H., Khamehchian, M., Hafezi Moghaddas, N. and Alavi Panah, S., 2010. Study of wind erosion in Sistan plain and its effects on engineering properties of soils. *Scientific Quarterly Journal of Iranian Association of Engineering Geology*, 2(3 & 4), 13-26. (In Persian)
40. Tavakoli, H., 2004. Investigation on

botanical and habitat characteristics of *Ammodendron persicum*. *Journal of Pejuhesh and Sazandegi*, 61, 73-79. (In Persian)
41. Zar, J. H. 2010. Biostatistical Analysis. New Jersey, USA: Prentice Hall. 944 p.
42. Zhang, L., Xiao, J., Zhou, Y., Zheng, Y., Li, J. and Xiao, H., 2016. Drought events and their effects on vegetation productivity in China. *Ecosphere* 7(12), e01591. 10.1002/ecs2.1591
43. Zhao, H., Zhou, R-L., Zhang T-H. and Zhao, X-Y., 2006. Effects of desertification on soil and crop growth properties in Horqin sandy cropland of Inner Mongolia, north China. *Soil and Tillage Research*, 87, 175-185.
44. Zhao, W., Zhao, X., Zhou, T., Wu, D., Tang, B. and Wei, H., 2017. Climatic factors driving vegetation declines in the 2005 and 2010 Amazon droughts. *PLoS ONE* 12(4), e0175379.

Evaluating Drought Effects on Soil Properties and Plant Species Diversity of Amiodendron Persicum Reserve in Haji Abad Rangelands, South Khorasan

Moslem Rostampour[1]*, Mohammad Saghari[2]

Received: 20/07/2019 Accepted: 18/12/2019

Extended Abstract

Introduction: Lack of rainfall and the subsequent drought could lead to changes in rangeland ecosystems. Monitoring rangelands to distinguish climate change from management is considered as one of the favorite research areas among range experts. Several studies have so far conducted on the effects of drought on vegetation in rangelands whose results indicate that vegetation and species density are strongly affected by drought. For instance, Zhang et al (2016) investigated the drought events in China over the period 1982–2012 and examined the impacts of droughts on vegetation productivity. The findings of his study showed that vegetation productivity was significantly influenced by droughts, and that the effects of drought on vegetation productivity varied with vegetation type. It was also found that from among major vegetation types, grasslands displayed the greatest sensitivity to droughts. However, the impact of climate change on biodiversity indicators has been underresearched. In fact, the problem of biodiversity response to changing microhabitat conditions has not been fully elucidated (Jastrzębska et al, 2009). Therefore, *Ammodendron persicum* reserve was selected for an investigation of trend change of soil physical and chemical properties and plant biodiversity inn response to climate change.

Materials and Methods: Having studied the region's climate and annual rainfall, soil and vegetation sampling was done at a specified time and place in wet (2007) and dry (2018) years based on Standardized Precipitation Index (SPI), taking a specific framework into account0. Inside the reserve, three points were selected as the known sites, digging 10 soil profiles 100 cm deep in the places that had already been determined. Physical and chemical properties such as soil texture, EC, pH, Organic matters, lime, and soil saturation were identified at the soil laboratory. In order to determine the plot size, a minimal area method was used for sampling. In each plot, a list of plant species, density, the percentage of canopy cover, stone and gravel, bare ground and litter were recorded. As for setting the range condition and its trend, four-factor and scale methods were used (Moghadam, 2009). The total vegetation, litter, soil, rock cover, species density and biodiversity indices such as total richness, average richness, Shannon-Wiener diversity index and Simpson dominance index, were also estimated. Furthermore, physical and chemical properties of soil, vegetation cover percentage, and the number of individuals, richness and diversity of two years were compared by the t-test.

1. Assistant professor, Faculty of Natural Resources and Environment, University of Birjand, Corresponding author, rostampour@birjand.ac.ir
2. Assistant professor, Faculty of Natural Resources and Environment, University of Birjand
DOI: 10.22052/deej.2020.9.26.41

Results: The results of the study indicated that after 11 years, the amount of sand, silt and pH increased and clay, electrical conductivity and soil moisture content decreased significantly. Soil texture had also changed from loamy sand to fine sand. It was found that *Amiodendron persicum* reserve was changed from the hydrologic group B to the hydrologic group A because of drought. Moreover, differences of density, total richness and Shannon-Wiener and Simpson dominance indices were significant at 0.05 and 0.01 between 2007 and 2018. Also, the percentage of vegetation and rock cover, species density, total richness and species diversity showed a significant decrease, and the range condition changed from moderate to poor. However, there was no change in the soil organic material, lime, litter, and bare soil percentage.

Discussion and Conclusion: The soil and vegetation of the study area have undergone some changes due to wind erosion and the recent 10-year drought, the first of which seems to be the change in soil texture. Actually, the soil texture has changed from loamy sand in 2007 (as wet) to fine sand in 2018 (as a drought). In a similar vein, Zhao et al. (2006) investigated the effects of desertification on soil and crop growth properties in Horqin sandy cropland in Inner Mongolia, north China, concluding that wind Erosion increased soil pH from 8.66 to 8.92, and that soil clay and average soil moisture decreased by 59.6% and 51.8% respectively.

The findings of our study suggested also a slow change in the percentage of litter, soil organic matter, and lime, and that drought, except for the average number of species in the plot (average species richness), had a significant effect on other biodiversity indices including the total richness, species diversity, and species dominance, resulting in a decrease in the number of species (total richness). Furthermore, the shannon-weiner diversity index was found between 2007 and 2018. It could be argued that the area has barely been covered by annual and seasonal species due to drought, and there are perennial species such as *Ammodendron persicum* and *Stipagrostis pennata* in most sampling plots, leading to an increase in the dominance of Simpson index in 2018.

Keywords: Climate change, Soil Characteristics, Vegetation, Species Diversity, *Amiodendron persicum*.