



Analysis of the Relationship between Functional Diversity Indices and Evaluation Criteria of Rangeland Health

Zahra Heidari Ghahfarrokhi* | Pejman Tahmasebi | Ali Asghar Naghipour

Department of Nature Engineering, Faculty of Natural Resources and Earth Sciences, University of Shahrekord, Shahrekord, Iran

E-mail: z.heidari.gh@gmail.com

Article Info

Article type:

Research Article

Article history:

Received: 03 Apr. 2025

Revised: 08 Jun. 2025

Accepted: 17 Jun. 2025

Published online: 23 Sept. 2025

Keywords:

Biodiversity,
Rangeland Condition,
Hydrologic Function,
Livestock Grazing,
Sabzkouh Protected Area.

Abstract

Assessing rangeland health is of great importance due to its impact on ecosystem sustainability. This study investigated the relationship between evaluation criteria of rangeland health and functional diversity indices in a part of the Sabzkouh Protected Area (Chaharmahal va Bakhtiari Province, Iran). For this purpose, four rangeland sites with different grazing intensities (reference, light, moderate, and heavy grazing) were selected. In each site, two representative areas were sampled using three 30×30 meter macroplots. Plant functional traits, including plant height, various leaf traits, mean crown diameter, and growth form, were measured. Functional diversity indices, including Functional Richness, Functional Evenness, Functional Dispersion, Rao's Quadratic Entropy, and growth forms, were calculated using the FD package in R 4.4.2. Additionally, three evaluation criteria of rangeland health, including soil/site stability, hydrologic functions, and biotic integrity, were evaluated. The data were analyzed using ANOVA, correlation, and univariate regression tests, employing the aov and duncan.test functions and the R packages ggcorrplot, dplyr, reshape2, ggpubr, and ggpmisc for 21 data pairs. Results revealed that soil/site stability, hydrologic function, and biotic integrity had significant positive relationships with certain functional traits such as leaf dry weight ($R^2 = 0.6$), leaf area ($R^2 = 0.5$), leaf length ($R^2 = 0.5$), perennial forb ($R^2 = 0.3$), and perennial grass ($R^2 = 0.5$). Conversely, negative correlations were observed with other indices, including functional divergence ($R^2 = 0.5$), functional dispersion ($P < 0.05$), mean crown diameter ($P < 0.05$), annual grass ($P < 0.05$), and shrub ($R^2 = 0.5$). These findings emphasize the importance of incorporating quantitative biodiversity indices alongside qualitative assessments to improve rangeland management and to develop a quantitative evaluation protocol.

Cite this article: Heidari Ghahfarrokhi, Z., Tahmasebi, P., Naghipour, A.A. (2025). Analysis of the Relationship Between Functional Diversity Indices and Evaluation Criteria of Rangeland Health. *Journal of Range & Watershed Management*, 78 (3), 415-431. DOI: <http://doi.org/10.22059/jrwm.2025.392850.1818>



© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press

EXTENDED ABSTRACT

Introduction: The evaluation of rangeland condition and health has gained increasing attention due to its critical role in the sustainability of ecosystems, particularly considering that rangelands cover approximately 50% of the Earth's terrestrial surface. The rangeland health model was developed to assess rangeland characteristics and better interpret current status and ecosystem performance. This model utilizes 17 indicators to evaluate three key ecosystem functions: soil/site stability, hydrologic function, and biotic integrity. As a qualitative assessment method, it provides an overall picture of rangeland condition. Biodiversity has been shown to positively influence ecosystem properties and is associated with key ecosystem services such as carbon sequestration, erosion control, and water quality regulation. Functional diversity indicators offer a quantitative approach to assess the functional roles of different plant species, helping researchers understand how biodiversity impacts ecosystem performance and resilience to environmental stressors and climate variability. Integrating quantitative biodiversity indices alongside traditional qualitative assessments can enhance understanding of rangeland condition and improve decision-making processes for rangeland managers. This study aimed to examine the relationship between rangeland health assessment criteria and functional diversity indices across parts of the Sabzkouh Protected Area in Chaharmahal Va Bakhtiari Province, Iran.

Materials and Methods: Along a grazing intensity gradient, four rangeland sites were selected: reference site, light grazing, moderate grazing, and heavy grazing. In each grazing class, two representative areas were selected, and three 30×30 m macroplots were established. Within each macroplot, three 2×2 m plots were sampled at peak growing season in mid-May 2021 to assess canopy cover and functional traits. Measured plant functional traits included plant height (H), specific leaf area (SLA), leaf area (LA), leaf length (LL), leaf dry weight (LDW), leaf dry matter content (LDMC), mean crown diameter (MCD), and growth form. Functional diversity indices—including Functional Richness, Functional Evenness, Functional Divergence, Functional Dispersion, Rao's Quadratic Entropy, and Community Weighted Means—were calculated using the FD package in R version 4.4.2. The three rangeland health criteria (soil/site stability, hydrologic function, and biotic integrity) were derived from field sampling in each macroplot. To compare rangeland health metrics and functional diversity indices across the four grazing intensities, one-way ANOVA was conducted using the aov and duncan.test functions in R 4.4.2. Additionally, Pearson correlation and univariate regression analyses were performed on 21 variable pairs using statistical packages including ggcorrplot, dplyr, reshape2, ggpubr, and ggpmisc.

Results and Discussion: Results revealed significant differences among the four grazing treatments in both rangeland health criteria and functional diversity indices. The reference site showed the highest rangeland health scores, along with the greatest LDW (63.67) and LL (12.91). Conversely, the heavily grazed site exhibited the highest levels of FDiv (0.84), FDis (2.17), SLA (10.44), MCD (78.60), and shrub growth form (0.59). The rangeland health metrics—including soil/site stability, hydrologic function, and biotic integrity—showed strong positive correlations with LDW ($R^2 = 0.6$), LL ($R^2 = 0.5$), perennial grass growth form ($R^2 = 0.5$), LA ($R^2 = 0.5$), and perennial forb growth form ($R^2 = 0.3$). In contrast, significant negative correlations were found with shrub growth form ($R^2 = 0.5$), FDiv ($R^2 = 0.5$), MCD ($P < 0.05$), FDis ($P < 0.05$), and annual grass growth form ($P < 0.05$). Additionally, RaoQ exhibited a significant negative correlation with total rangeland health score ($P < 0.05$).

Conclusion: These findings demonstrate the complex yet significant relationships between functional diversity indices and rangeland health criteria, each reflecting community-level plant responses to environmental pressures and resource availability. Since plant traits often interact rather than function independently, integrating multiple traits offers a more accurate assessment of ecosystem performance. The use of machine learning models enables simultaneous analysis of multiple predictors and reveals complex patterns that traditional statistics may overlook. Ultimately, these approaches contribute to developing quantitative rangeland health assessment protocols that are accurate, replicable, and operationally feasible, thereby supporting data-driven and effective rangeland management decisions.

Article Type: Research Article

Conflicts of interest: Conflict of interest the authors declare no conflict of interest.

ناشر: انتشارات دانشگاه تهران.

۱. مقدمه

مراتع اکوسیستم‌هایی متنوع هستند که عمدتاً از گندمی‌ها، گیاهان شبه گندمی، فورب‌ها (گیاهان علفی غیرگندمی) یا درختچه‌ها تشکیل شده‌اند. این اکوسیستم‌ها چشم‌اندازهای مختلفی از جمله علفزارهای طبیعی، ساواناها، بوته‌زارها، جنگل‌های تنک، بیابان‌ها، توندراها و تالاب‌ها را در بر می‌گیرند (بریسک و کاپوک^۱، ۲۰۲۳ و پایک^۲، ۲۰۰۲). اهمیت ارزیابی وضعیت و سلامت مراتع به طور فزاینده‌ای مورد توجه قرار گرفته است، به ویژه که مراتع تقریباً ۵۰ درصد از سطح خشکی‌های زمین را پوشش می‌دهند (بریسک و کاپوک، ۲۰۲۳ و بریسک و همکاران، ۲۰۲۴) و نقشی حیاتی در تنوع زیستی، تولید دام و سایر خدمات اکولوژیکی ایفا می‌کنند. اصطلاح سلامت مرتع به عنوان یک مفهوم کلیدی مطرح شده است و به یکپارچگی خاک، پوشش گیاهی، منابع آبی و کیفیت هوا همراه با فرآیندهای اکولوژیکی که این سیستم‌ها را حفظ می‌کنند، اشاره دارد (پایک و همکاران، ۲۰۰۲).

پلنت^۳ (۲۰۰۰) مدل سلامت مرتع^۴ را برای تعیین ویژگی‌های مرتع و تفسیر بهتر وضعیت و عملکرد فعلی مرتع ارائه کرد. این مدل با استفاده از ۱۷ شاخص، سه معیار ارزیابی (ویژگی‌های عملکردی اکوسیستم) شامل پایداری خاک و رویشگاه (ظرفیت رویشگاه برای کنترل آشفستگی‌ها و محدود کردن هدر رفت منابع خاک (از جمله مواد غذایی و مواد آلی) به وسیله آب یا باد)، عملکرد هیدرولوژیک (ظرفیت رویشگاه برای جذب و ذخیره بارش، کنترل رواناب و ذخیره ذوب برف (در صورت وجود) و نیز حفظ پتانسیل‌ها و تجدید آن‌ها پس از تخریب) و سلامت موجودات زنده (ظرفیت رویشگاه در حمایت از خصوصیات ساختاری و عملکردی جوامع در چارچوب تغییرپذیری نرمال و مقاومت در برابر از دست دادن عملکرد و ساختارها در برابر آشفستگی‌های محیطی و تجدید آن‌ها پس از هر آشفستگی) را ارائه می‌کند. این روش، یک ارزیابی کیفی از شرایط و وضعیت مرتع انجام می‌دهد (پلنت و همکاران، ۲۰۲۰) و به مدیران مرتع در شناسایی مناطقی که به طور بالقوه در معرض تخریب و تنزل قرار دارند، کمک می‌کند (مهدوی^۵ و همکاران، ۲۰۰۹ و پایک و همکاران، ۲۰۰۲). به دلیل پیچیده بودن اکوسیستم مرتعی، سلامت کلی آن به عوامل زیادی مرتبط است که ممکن است به روش‌های مختلف تغییر کنند و با یکدیگر تعامل داشته باشند (شیائو^۶ و همکاران، ۲۰۰۴). شاخص‌های سلامت مرتع که تاکنون ارائه شده‌اند، به صورت کیفی بوده و بیشتر آن‌ها را می‌توان با شاخص‌های کمی مناسب پشتیبانی کرد (پلنت و همکاران، ۲۰۲۰).

شاخص‌های سلامت مرتع و روش‌های ارزیابی به طور گسترده‌ای برای اندازه‌گیری و نظارت بر اکوسیستم‌ها مورد استفاده قرار گرفته‌اند (بردفورد^۷ و همکاران، ۲۰۱۹). سلامت مرتع اغلب به عنوان معیاری برای عملکردهای اکولوژیکی از جمله تنوع زیستی مطرح می‌شود (آدامز^۸ و همکاران، ۲۰۱۶؛ پلنت، ۲۰۰۵ و اسمیت^۹ و همکاران، ۱۹۹۵). گیاهان برای ارائه بسیاری از خدمات اکوسیستمی حائز اهمیت هستند (دیز^{۱۰} و همکاران، ۲۰۰۶). تنوع زیستی تأثیرات مثبتی بر ویژگی‌های اکوسیستم دارد، از جمله افزایش زیتوده گیاهی (هم در قسمت‌های هوایی و هم در ریشه) با ارائه خدمات اکوسیستمی مانند ذخیره کربن، کنترل فرسایش و تنظیم کیفیت آب مرتبط می‌باشد (بالوانرا^{۱۱} و همکاران، ۲۰۰۶ و ورم^{۱۲} و همکاران، ۲۰۰۶). تنوع گیاهی تأثیر مثبتی بر کنترل فرسایش دارد، زیرا افزایش زیتوده زیرزمینی باعث افزایش چسبندگی ذرات خاک می‌شود (گیسلز^{۱۳} و همکاران، ۲۰۰۵). مقاومت در برابر تهاجم گونه‌های گیاهی مهاجم نیز به طور مداوم با افزایش تنوع گیاهی افزایش می‌یابد؛ به این معنا که هرچه میزان زیتوده گونه‌های مهاجم کمتر باشد، تنظیم حضور و اثرات آن‌ها بهتر انجام می‌شود و در نتیجه، اثرات مخرب آن بر انسان و جامعه کاهش می‌یابد (دیز و همکاران، ۲۰۰۶ و شنیتسلر^{۱۴} و همکاران، ۲۰۰۷). از طرفی، هرچه حضور گونه‌های مهاجم در جامعه کمتر باشد منجر به بهبود معیارهای ارزیابی سلامت مرتع می‌شود (پلنت و همکاران، ۲۰۲۰).

¹ Briske & Coppock

² Pyke

³ Pellant

⁴ Rangeland Health

⁵ Mahdavi

⁶ Xiao

⁷ Bradford

⁸ Adams

⁹ Smith

¹⁰ Díaz

¹¹ Balvanera

¹² Worm

¹³ Gyssels

¹⁴ Schnitzler

دمارا^۱ (۲۰۱۹) رابطه تنوع گیاهی با ارزیابی سلامت مرتع را در آلبرتا^۲ بررسی کرد. در این مطالعه روابط معیارهای تنوع گیاهی با ارزیابی سلامت مراتع آلبرتا در دو مقیاس مختلف مورد بررسی قرار گرفت. در مطالعه اول، سلامت مرتع در مکان‌های مناسب در یک منطقه جغرافیایی وسیع اندازه‌گیری شد و مشخص شد تنوع گیاهی به سلامت مرتع مرتبط نیست. در مطالعه دوم، سلامت مرتع در جوامع گیاهی در سراسر یک مرتع اندازه‌گیری شد و مشخص شد که با لکه‌های جوامع مرتبط می‌باشد. اگرچه هیچ رابطه مستقیمی بین تنوع گیاهی و امتیاز سلامت کل مرتع در سطح جامعه یافت نشد، با این حال تنوع به چندین جزء فرعی ارزیابی سلامت حساسیت نشان داد و بنابراین می‌تواند در ردیابی تغییرات تنوع جاری سودمند باشد. در نهایت محقق تأکید می‌کند که باید میان اهداف مدیریتی برای حفظ سلامت مرتع و ارتقای تنوع زیستی تمایز قائل شد، زیرا ممکن است در برخی موارد، مناطق دارای سلامت مرتعی پایین‌تر به دلیل ناهمگنی ساختاری یا حضور گونه‌های متنوع، نقش مهمی در افزایش تنوع کلی ایفا کنند.

تنوع عملکردی در جوامع گیاهی یکی از جنبه‌های کلیدی برای درک عملکرد و سلامت اکوسیستم‌ها است. این مفهوم به ویژگی‌های عملکردی مختلف در گونه‌های موجود در یک جامعه گیاهی اشاره دارد که می‌توانند بر فرآیندهای اکولوژیکی مختلف تأثیرگذار باشند. شاخص‌های عملکردی به پژوهشگران کمک می‌کنند تا دریابند چگونه تنوع زیستی می‌تواند بر عملکرد اکوسیستم و توانایی آن در مقابله با تنش‌های محیطی و تغییرات اقلیمی اثر بگذارد (سانگ^۳ و همکاران، ۲۰۱۱ و ژانگ^۴ و همکاران، ۲۰۱۲).

شاخص‌های تنوع عملکردی با کمی سازی نقش‌های عملکردی گونه‌های مختلف در یک اکوسیستم، درک بهتری از تأثیر تنوع زیستی بر عملکرد و پایداری اکوسیستم ارائه می‌دهند (لپس^۵ و همکاران، ۲۰۰۶ و اولرت^۶ و همکاران، ۲۰۲۴). به کارگیری این شاخص‌ها در کنار ارزیابی‌های کیفی سلامت مرتع، درک عمیق‌تری از سلامت اکوسیستم را برای مدیران منابع طبیعی و مرتعداران فراهم می‌کند. این ترکیب به آن‌ها در شناسایی دقیق‌تر مناطق آسیب‌دیده یاری می‌رساند و امکان تصمیم‌گیری مدیریتی مبتنی بر داده‌های دقیق‌تر و قابل اعتمادتر را فراهم می‌سازد (شورای ملی تحقیقات^۷، ۱۹۹۴ و اولرت و همکاران، ۲۰۲۴). در نتیجه، می‌تواند گام‌های مؤثرتری در جهت حفظ تعادل اکولوژیکی و افزایش بهره‌وری این اکوسیستم‌های ارزشمند بردارد.

در شرایطی که مراتع با چالش‌هایی مانند چرای بیش از حد، تغییرات اقلیمی و تغییر کاربری زمین روبه‌رو هستند، استفاده از شاخص‌های عملکردی می‌تواند به عنوان ابزاری مؤثر برای پایش مداوم سلامت مرتع و بهینه‌سازی بهره‌برداری پایدار از آن‌ها عمل کند (شورای ملی تحقیقات، ۱۹۹۴ و پایک و همکاران، ۲۰۰۲).

این مطالعه با هدف بررسی ارتباط بین معیارهای ارزیابی سلامت مرتع و شاخص‌های تنوع عملکردی در بخشی از مراتع منطقه حفاظت‌شده سبزکوه واقع در استان چهارمحال و بختیاری انجام شده است. از آنجا که روش‌های رایج ارزیابی سلامت مرتع اغلب مبتنی بر شاخص‌های کیفی هستند، ادغام آن‌ها با شاخص‌های کمی و مبتنی بر داده‌های علمی، می‌تواند گامی مؤثر در جهت افزایش دقت و کارایی این ارزیابی‌ها باشد.

۲. مواد و روش‌ها

۲-۱. منطقه‌ی مورد مطالعه

منطقه‌ی حفاظت‌شده سبزکوه ناحیه‌ای کوهستانی و مرتفع با وسعتی معادل ۵۶۰۰۰ هکتار بین مختصات جغرافیایی ۵۰°۴۱' تا ۵۱°۹' طول شرقی و ۳۱°۳۶' تا ۳۱°۵۲' عرض شمالی واقع شده است. این منطقه دارای حداقل ارتفاع ۱۱۴۰ و حداکثر ۳۸۷۴ متر از سطح دریای آزاد است. از نظر تقسیمات کشوری، این منطقه در محدوده جغرافیایی شهرستان‌های بروجن، کیار و خانمیرزا در استان چهارمحال

¹ DeMaere

² Alberta

³ Song

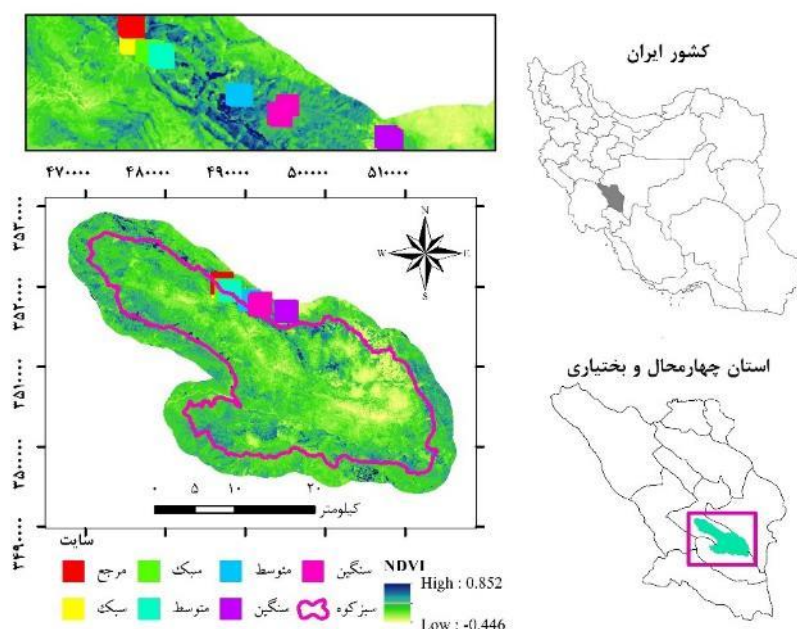
⁴ Zhang

⁵ Lepš

⁶ Ohlert

⁷ National Research Council (NRC)

و بختیاری قرار دارد. همچنین، نزدیک‌ترین شهر به آن ناغان است (شکل ۱). دامنه ارتفاعی محدوده مورد مطالعه در پژوهش حاضر، ۲۳۰۰-۲۵۸۰ متر است. میانگین بارندگی سالانه‌ی نزدیک‌ترین ایستگاه به منطقه ۸۶۰ میلی‌متر (ایستگاه باران‌سنجی چهاراز در بازه‌ی زمانی ۱۳۷۹-۱۳۹۸) و میانگین درجه‌ی حرارت آن ۱۶/۳۹ درجه‌ی سانتی‌گراد در سال است (ایستگاه کلیماتولوژی لردگان در بازه‌ی زمانی ۱۳۷۴-۱۴۰۰). بر اساس دو اقلیم نمای گوسن و آمبرژه این منطقه در قلمرو اقلیمی مرطوب و نیمه مرطوب سرد قرار گرفته است (سلطانی^۱ و همکاران، ۲۰۱۱). پوشش گیاهی غالب منطقه شامل چمن گندمی رونده (Daphne mucronata Royle.)، یونجه (Medicago sativa L.)، جارو علفی (Bromus tomentellus Boiss.)، گون هزارخاری (Astragalus myriacanthus Boiss.)، گون شوشی (Astragalus susianus Boiss.) و... می‌باشد.



شکل ۱. موقعیت منطقه حفاظت‌شده سبزکوه در ایران و استان چهارمحال و بختیاری

۲-۲. روش نمونه‌برداری از پوشش گیاهی

در ارزیابی سلامت مراتع، هر سایت باید با یک سایت مرجع که به بالاترین ظرفیت پتانسیلی رویشگاه نزدیک باشد، مقایسه و ارزیابی شود. سایت مرجع باید دارای وضعیتی بوده که عملکرد اکولوژیکی آن تحت آشفتگی‌های طبیعی در حالت بهینه باشد و چنین منطقه‌ای لزوماً نباید اکوسیستمی کاملاً دست نخورده باشد (جلیلیان^۲، ۲۰۱۹). برای تعیین منطقه مرجع، از نظر کارشناسان محیط‌زیست، بهره‌برداران محلی و سوابق موجود، استفاده شد. در طول شیب شدت چرای دام، مناطق نمونه‌برداری انتخاب شدند. جهت تعیین شدت چرای دام، با توجه به عدم دسترسی به اطلاعات دقیق درباره‌ی تعداد دام و مدت زمان استفاده از مرتع، از معیارهای کیفی مانند فاصله از منابع آبی، روستا و محل اُتراق دام (آغل)، مطالعات پیشین و سوابق بهره‌برداری در منطقه استفاده شد (فنشام و فیرفکس^۳، ۲۰۰۸ و

¹ Soltani

² Jalilian

³ Fensham & Fairfax

معتمدی^۱ و همکاران، ۲۰۱۶). با افزایش فاصله از منابع ذکر شده، شدت چرا کاهش می‌یابد (معتمدی و همکاران، ۲۰۱۶ و ژائو^۲ و همکاران، ۲۰۰۷) و پوشش به تنوع گیاهی پتانسیل منطقه نزدیک می‌شود. در همین راستا، تلاش شد تا چهار مکان مرتعی با فشار چرای متفاوت که در سایر ویژگی‌های محیطی و فیزیوگرافی تقریباً مشابه بودند، انتخاب شوند. این مکان‌های مرتعی شامل منطقه مرجع، شدت چرای سبک (مکان مرتعی ۱)، شدت چرای متوسط (مکان مرتعی ۲) و شدت چرای سنگین (مکان مرتعی ۳) می‌باشند. در هر شدت چرای، ۲ منطقه معرف انتخاب و در هر کدام سه ماکروپلات ۳۰×۳۰ متری مشخص شد و درون آن‌ها، نمونه‌برداری از پوشش و ویژگی‌های عملکردی گیاهی با سه پلات ۲×۲ متری انجام گرفت (حداقل فاصله دو ماکروپلات ۶۰ متر می‌باشد) (فعال فیض آبادی^۳ و همکاران، ۲۰۲۱). نمونه‌برداری از پوشش گیاهی در اواسط اردیبهشت ماه سال ۱۴۰۰، مطابق با حداکثر رشد گونه‌های گیاهی انجام شد. پس از ثبت گونه‌های داخل پلات، درصد تاج پوشش، لاشبرگ، خاک لخت و سنگ و سنگریزه ثبت شد.

۲-۳. اندازه‌گیری ویژگی‌های عملکردی گیاهی

برای محاسبه‌ی شاخص‌های تنوع عملکردی، علاوه بر داده‌های فراوانی گونه‌ای، صفات عملکردی گیاهان نیز مورد نیاز می‌باشد (اسلر و ربلو^۴، ۲۰۱۴؛ نعیم^۵ و همکاران، ۲۰۰۹ و پلا^۶ و همکاران، ۲۰۱۱). فراوان‌ترین گونه‌هایی که در مجموع شامل ۷۰ تا ۸۰ درصد ترکیب یا زیتوده جامعه گیاهی باشند، برای اندازه‌گیری صفات عملکردی انتخاب شدند. افراد^۷ انتخابی از گونه‌های مورد بررسی دارای شرایطی کاملاً سالم بوده و از مکان‌های روشن و ترجیحاً بدون سایه (دریافت نور به صورت ویژه‌ای برای اندازه‌گیری صفات برگ اهمیت دارد) جمع‌آوری شدند. همچنین گیاهانی که تحت تأثیر علفخواران یا بیماری^۸ قرار گرفته‌اند از مطالعه خارج شدند (کورنلیسن^۹ و همکاران، ۲۰۰۳ و پرز-هارگویندگوی^{۱۰} و همکاران، ۲۰۱۳).

بر اساس اهداف تحقیق حاضر و همچنین در دسترس بودن ابزارهای لازم برای اندازه‌گیری، سطح ویژه برگ، ارتفاع گیاه، سطح برگ، طول برگ، وزن خشک برگ، محتوای ماده خشک برگ، میانگین قطر تاج و فرم رویشی جهت اندازه‌گیری تنوع عملکردی مورد استفاده قرار گرفتند (جدول ۱). برای اندازه‌گیری هر صفت کمی عملکردی گیاهی، حداقل ۲۰ تکرار از ۱۰ پایه گیاهی از منطقه انتخاب شد (کورنلیسن و همکاران، ۲۰۰۳، پرز-هارگویندگوی و همکاران، ۲۰۱۳ و طهماسبی^{۱۱} و همکاران، ۲۰۱۷). جهت کامل کردن صفات عملکردی گیاهان از منابع مختلف نیز استفاده شد (فعال فیض آبادی و همکاران، ۲۰۲۱، کاتگه^{۱۲} و همکاران، ۲۰۲۰ و امیدوی پور^{۱۳}، ۲۰۱۹).

جدول ۱. ویژگی‌های عملکردی مورد بررسی گیاهان و روش اندازه‌گیری آن‌ها

صفات عملکردی گیاهی	نحوه اندازه‌گیری
ارتفاع گیاه، قطر بزرگ و کوچک تاج پوشش و طول برگ	با استفاده از متر نواری در عرصه
ویژگی‌های وزن خشک برگ	در آزمایشگاه با ترازوی با دقت ۰/۰۰۱
سطح برگ	با استفاده از نرم‌افزار "Leaf Area Measurement"
سطح ویژه برگ (SLA)	میانگین وزن خشک برگ (گرم) / میانگین سطح برگ (سانتی‌متر)
محتوای ماده خشک برگ (LDMC)	میانگین وزن تر برگ (گرم) / میانگین وزن خشک برگ (گرم)
فرم رویشی	بر اساس منابع موجود (سایت‌های گیاه‌شناسی، مقالات و کتب فلور گیاهی)

¹ Motamedi

² Zhao

³ Faal Feizabadi

⁴ Esler & Rebelo

⁵ Naeem

⁶ Pla

⁷ Individual

⁸ Herbivores or Pathogens

⁹ Cornelissen

¹⁰ Perez-Harguindeguy

¹¹ Tahmasebi

¹² Kattge

¹³ Omidipour

۲-۴. محاسبه شاخص‌های تنوع عملکرد

تنوع عملکرد با در نظر گرفتن ارزش ویژگی‌ها و فراوانی گونه‌ای، شامل اجزاء مختلفی می‌باشد که هر کدام بخشی از عملکرد جامعه را نشان می‌دهند (میسون^۱ و همکاران، ۲۰۰۵). شاخص‌های تنوع عملکرد بر اساس تعداد ویژگی‌ها به دو گروه تقسیم‌بندی می‌گردند، گروه مبتنی بر یک ویژگی که تنها به یک ویژگی جهت انجام محاسبات نیاز است و گروه مبتنی بر چند ویژگی که جهت اجرای محاسبات به بیش از یک ویژگی نیاز می‌باشد. شاخص میانگین وزنی جامعه^۲ (گارنیر^۳ و همکاران، ۲۰۰۴) را می‌توان به عنوان یکی از مهم‌ترین شاخص‌های تک ویژگی نام برد که جهت تعیین سهم هر یک از گونه‌ها در تنوع، از فراوانی گونه‌ای استفاده می‌کند. شاخص غنای عملکرد^۴ (ویلگر^۵ و همکاران، ۲۰۰۸)، یکنواختی عملکرد^۶ (مویلو^۷ و همکاران، ۲۰۱۱)، واگرایی عملکرد^۸ (میسون و همکاران، ۲۰۰۳)، پراکندگی عملکرد^۹ (لالیبرته و لژلندر^{۱۰}، ۲۰۱۰) و مربع آنتروپی رانو^{۱۱} (رانو، ۱۹۸۲) نیز از مهم‌ترین شاخص‌های مبتنی بر چند ویژگی می‌باشند که می‌توانند با در نظر گرفتن و یا عدم در نظر گرفتن فراوانی گونه‌ای محاسبه شوند.

۲-۵. محاسبه معیارهای ارزیابی سلامت مرتع

سه معیار ارزیابی سلامت مرتع شامل پایداری خاک و رویشگاه، عملکرد هیدرولوژیک و سلامت موجودات زنده بر اساس داده‌های حاصل از نمونه‌برداری صحرایی برای ماکروپلات‌های ۳۰×۳۰ متری به دست آمد (جدول ۲). امتیاز نهایی روش سلامت مرتع، با در نظر گرفتن ۱۷ شاخص اکولوژیک نسبت به منطقه مرجع محاسبه شد. جمع کل نمرات شاخص‌ها برای ارائه نمره کل سلامت مرتع مورد استفاده قرار گرفت (دمارا، ۲۰۱۹).

جدول ۲. شاخص‌ها و ارتباط آن‌ها با ویژگی‌های اکوسیستم (پلنت و همکاران، ۲۰۲۰)

پایداری خاک و رویشگاه	عملکرد هیدرولوژیک	سلامت موجودات زنده
۱- شیار	۱۲- گروه‌های ساختاری- عملکردی	
۲- الگوی جریان آب	۱۳- مرگ و میر گیاهان	
۳- تراس، خاک رفت	۱۵- تولید سالانه	
۴- خاک لخت	۱۶- گیاهان مهاجم	
۵- خندق		
۶- فرسایش بادی در مناطق برداشت رسوب‌گذاری	۱۴- حجم لاشبرگ	
۷- جابجایی لاشبرگ	۱۰- ترکیب جوامع گیاهی و توزیع آن با توجه به شرایط نفوذپذیری و رواناب	۱۷- توانایی تولیدمثل گیاهان چندساله
	۸- پایداری سطح خاک در برابر فرسایش	
	۹- هدر رفت سطحی خاک یا تخریب	
	۱۱- فشردگی خاک	

۲-۶. تجزیه و تحلیل داده‌ها

شاخص‌های تنوع عملکرد بر اساس بسته آماری FD در نرم‌افزار R4.4.2 محاسبه شدند. بررسی نرمال بودن شاخص‌ها توسط آزمون شاپیرو-ویلک^{۱۲} در نرم‌افزار R4.4.2 انجام گرفت. با استفاده از بسته آماری MASS و تبدیل کاکس باکس^{۱۳} نرمال‌سازی داده‌ها انجام

¹ Mason

² Community Weighted Mean (CWM)

³ Garnier

⁴ Functional Richness index (FRic)

⁵ Villéger

⁶ Functional Evenness index (FEve)

⁷ Mouillot

⁸ Functional Divergence index (FDiv)

⁹ Functional Dispersion (FDis)

¹⁰ Laliberté & Legendre

¹¹ Rao's Quadratic entropy (RaoQ)

¹² Shapiro-Wilk

¹³ Box-Cox transformation

گرفت. به منظور مقایسه معیارهای ارزیابی روش سلامت مرتع و شاخص‌های تنوع عملکرد در بین چهار مکان مرتعی با فشار چرای متفاوت، از تجزیه‌ی واریانس یک طرفه (One-Way ANOVA) (بی همتا و زارع چاهوکی^۱، ۲۰۰۸) با استفاده از تابع aov و duncan.test در نرم‌افزار R4.4.2 استفاده شد (دمارا، ۲۰۱۹). همچنین ارتباط شاخص‌های تنوع عملکرد با معیارهای ارزیابی روش سلامت مرتع با استفاده از همبستگی و رگرسیون تک متغیره بر اساس بسته آماری ggcorrplot، dplyr، ggpubr، reshape2 و ggpmisc در نرم‌افزار R4.4.2 برای ۲۱ جفت داده (کوتی^۲ و دیاز، ۲۰۱۳، لاماس^۳ و همکاران، ۲۰۲۱ و طهماسبی و همکاران، ۲۰۱۷) انجام شد.

۳. نتایج

۳-۱. معیارهای ارزیابی روش سلامت مرتع

تحلیل واریانس یک طرفه برای مقایسه چهار مکان مرتعی با فشار چرای متفاوت نشان داد که تفاوت معنی‌داری بین این مناطق از نظر معیارهای ارزیابی سلامت وجود دارد. منطقه مرجع بالاترین میزان معیارهای ارزیابی روش سلامت مرتع شامل پایداری خاک و رویشگاه، عملکرد هیدرولوژیک، سلامت موجودات زنده و امتیاز نهایی روش سلامت مرتع را دارا بود. پس از آن، به ترتیب مناطق با چرای سبک، متوسط و سنگین در رتبه بعدی قرار گرفتند (جدول ۳).

جدول ۳. مقایسه میانگین معیارهای ارزیابی سلامت مرتع بین چهار مکان مرتعی با فشار چرای متفاوت با استفاده از آنالیز تجزیه‌ی واریانس یک طرفه- آزمون دانکن

معیارهای ارزیابی	مرجع	سبک	متوسط	سنگین
پایداری خاک و رویشگاه	۹۲/۰۰ ^a	۷۸/۶۷ ^b	۷۵/۰۰ ^{bc}	۷۰/۰۰ ^c
عملکرد هیدرولوژیک	۹۲/۰۰ ^a	۷۴/۰۰ ^b	۷۱/۰۰ ^{bc}	۶۴/۶۷ ^c
سلامت موجودات زنده	۸۸/۸۹ ^a	۷۴/۰۷ ^b	۶۷/۰۴ ^{bc}	۶۱/۱۱ ^c
امتیاز نهایی روش سلامت مرتع	۸۹/۸۱ ^a	۷۶/۰۸ ^b	۶۸/۳۴ ^c	۶۲/۷۵ ^c

۳-۲. شاخص‌های تنوع عملکرد

تحلیل واریانس یک طرفه نشان داد که برخی شاخص‌های تنوع عملکردی بین مکان‌های مرتعی با فشار چرای متفاوت تفاوت معنی‌داری دارند. منطقه مرجع دارای بالاترین میزان میانگین وزنی وزن خشک برگ (۶۳/۶۷) و میانگین وزنی طول برگ (۱۲/۹۱) بود. منطقه با چرای سبک، بالاترین میزان میانگین وزنی فرم رویشی گندمی چندساله (۰/۵۵) را داشت. منطقه با چرای متوسط بیشترین میزان آنتروپی رائو (۵/۵۰) و میانگین وزنی ارتفاع گیاه (۵۸/۵۹) را نشان داد. در مقابل، منطقه با چرای سنگین دارای بالاترین میزان واگرایی عملکرد (۰/۸۴)، پراکندگی عملکرد (۲/۱۷)، میانگین وزنی سطح ویژه برگ (۱۰/۴۴)، میانگین وزنی قطر تاج (۷۸/۶۰) و میانگین وزنی فرم رویشی بوته‌ای (۰/۵۹) بود. سایر شاخص‌های تنوع عملکرد شامل غنای عملکرد، یکنواختی عملکرد، میانگین وزنی سطح برگ، میانگین وزنی محتوای ماده خشک برگ، میانگین وزنی فرم رویشی پهن برگ یکساله، میانگین وزنی فرم رویشی گندمی یکساله و میانگین وزنی فرم رویشی پهن برگ چندساله اگرچه در برخی مناطق مقدار بیشتری داشتند، اما از نظر آماری تفاوت معنی‌داری نداشتند (جدول ۴).

۳-۳. ارتباط بین شاخص‌های تنوع عملکردی با معیارهای ارزیابی روش سلامت مرتع

نتایج نشان داد که بین معیارهای ارزیابی روش سلامت مرتع و برخی از شاخص‌های تنوع عملکرد در منطقه حفاظت‌شده سبزکوه روابط معنی‌داری وجود دارد.

¹ Bihamta & Zare Chahouki

³ Lamas

² Conti

جدول ۴. مقایسه میانگین شاخص‌های تنوع عملکرد بین چهار مکان مرتعی با فشار چرای متفاوت با استفاده از آنالیز تجزیه‌ی واریانس یک طرفه- آزمون دانکن

شاخص‌های تنوع عملکرد	مرجع	سبک	متوسط	سنگین
غنای عملکرد	۰/۸۸ ^a	۰/۶۱ ^a	۴/۱۵ ^a	۰/۷۷ ^a
یکنواختی عملکرد	۰/۴۲ ^a	۰/۴۱ ^a	۰/۴۳ ^a	۰/۵۲ ^a
واگرایی عملکرد	۰/۶۶ ^b	۰/۷۴ ^{ab}	۰/۸۰ ^a	۰/۸۴ ^a
پراکندگی عملکرد	۱/۷۸ ^b	۱/۶۹ ^b	۲/۱۴ ^a	۲/۱۷ ^a
آنتروپی رائو	۴/۲۶ ^b	۳/۸۴ ^b	۵/۵۰ ^a	۵/۴۴ ^a
میانگین وزنی وزن خشک برگ	۶۳/۶۷ ^a	۴۶/۹۹ ^{ab}	۴۶/۴۴ ^{ab}	۳۲/۱۹ ^b
میانگین وزنی سطح برگ	۳۸۰/۲۳ ^a	۳۳۴/۰۱ ^a	۲۸۵/۴۶ ^a	۲۷۸/۷۱ ^a
میانگین وزنی طول برگ	۱۲/۹۱ ^a	۱۲/۷۹ ^a	۹/۳۱ ^b	۵/۴۶ ^c
میانگین وزنی ارتفاع گیاه	۴۴/۰۵ ^{ab}	۴۲/۰۳ ^b	۵۸/۵۹ ^a	۵۵/۱۲ ^{ab}
میانگین وزنی سطح ویژه برگ	۸/۵۵ ^{ab}	۸/۵۸ ^{ab}	۷/۸۷ ^b	۱۰/۴۴ ^a
میانگین وزنی محتوای ماده خشک برگ	۴۱۴/۲۸ ^a	۴۳۴/۵۵ ^a	۴۰۵/۰۷ ^a	۴۰۲/۵۸ ^a
میانگین وزنی قطر تاج	۴۳/۲۳ ^b	۴۳/۸۲ ^b	۷۴/۲۷ ^a	۷۸/۶۰ ^a
میانگین وزنی فرم رویشی پهن‌برگ یکساله	۰/۰۱۶ ^a	۰/۰۲۳ ^a	۰/۰۲۰ ^a	۰/۰۰۹ ^a
میانگین وزنی فرم رویشی گندمی یکساله	۰/۱۱ ^a	۰/۱۶ ^a	۰/۱۳ ^a	۰/۱۸ ^a
میانگین وزنی فرم رویشی پهن‌برگ چندساله	۰/۳۱ ^a	۰/۰۹ ^a	۰/۰۷ ^a	۰/۱۳ ^a
میانگین وزنی فرم رویشی گندمی چندساله	۰/۵۳ ^a	۰/۵۵ ^a	۰/۳۲ ^b	۰/۰۹ ^c
میانگین وزنی فرم رویشی بوته‌ای	۰/۱۵ ^b	۰/۱۸ ^b	۰/۴۷ ^a	۰/۵۹ ^a

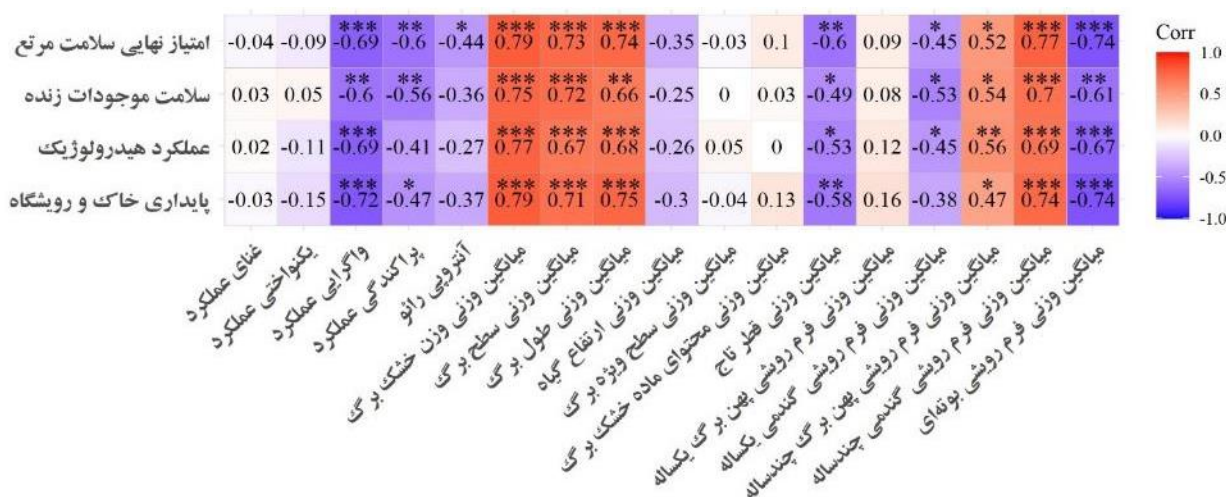
پایداری خاک و رویشگاه به ترتیب بیشترین ارتباط مثبت و معنی‌دار را با میانگین وزنی وزن خشک برگ ($P < 0.001$, $R^2 = 0.6$)، میانگین وزنی طول برگ ($P < 0.001$, $R^2 = 0.6$)، میانگین وزنی فرم رویشی گندمی چندساله ($P < 0.001$, $R^2 = 0.6$)، میانگین وزنی سطح برگ ($P < 0.001$, $R^2 = 0.5$) و میانگین وزنی فرم رویشی پهن‌برگ چندساله ($P < 0.05$, $R^2 = 0.2$) داشت. همچنین، این معیار با میانگین وزنی فرم رویشی بوته‌ای ($P < 0.001$, $R^2 = 0.5$)، واگرایی عملکرد ($P < 0.001$, $R^2 = 0.5$)، میانگین وزنی قطر تاج ($P < 0.01$, $R^2 = 0.3$) و پراکندگی عملکرد ($P < 0.05$, $R^2 = 0.2$) ارتباط منفی و معنی‌داری نشان داد (شکل‌های ۲، ۳ و ۴).

عملکرد هیدرولوژیک نیز بیشترین ارتباط مثبت معنی‌دار را با میانگین وزنی وزن خشک برگ ($P < 0.001$, $R^2 = 0.6$)، میانگین وزنی فرم رویشی گندمی چندساله ($P < 0.001$, $R^2 = 0.5$)، میانگین وزنی طول برگ ($P < 0.001$, $R^2 = 0.5$)، میانگین وزنی سطح برگ ($P < 0.001$, $R^2 = 0.5$) و میانگین وزنی فرم رویشی پهن‌برگ چندساله ($P < 0.01$, $R^2 = 0.3$) داشت. در مقابل، این معیار با واگرایی عملکرد ($P < 0.001$, $R^2 = 0.5$)، میانگین وزنی فرم رویشی بوته‌ای ($P < 0.001$, $R^2 = 0.5$)، میانگین وزنی قطر تاج ($P < 0.05$, $R^2 = 0.3$) و میانگین وزنی فرم رویشی گندمی یکساله ($P < 0.05$, $R^2 = 0.2$) ارتباط منفی و معنی‌داری نشان داد (شکل‌های ۲، ۳ و ۴).

سلامت موجودات زنده نیز بیشترین ارتباط مثبت معنی‌دار را با میانگین وزنی وزن خشک برگ ($P < 0.001$, $R^2 = 0.6$)، میانگین وزنی طول برگ ($P < 0.001$, $R^2 = 0.6$)، میانگین وزنی فرم رویشی گندمی چندساله ($P < 0.001$, $R^2 = 0.6$)، میانگین وزنی سطح برگ ($P < 0.001$, $R^2 = 0.5$) و میانگین وزنی فرم رویشی پهن‌برگ چندساله ($P < 0.05$, $R^2 = 0.2$) نشان داد. همچنین، این معیار با میانگین وزنی فرم رویشی بوته‌ای ($P < 0.001$, $R^2 = 0.5$)، واگرایی عملکرد ($P < 0.001$, $R^2 = 0.5$)، میانگین وزنی قطر تاج ($P < 0.01$, $R^2 = 0.3$)، پراکندگی عملکرد ($P < 0.05$, $R^2 = 0.2$) و میانگین وزنی فرم رویشی گندمی یکساله ($P < 0.05$, $R^2 = 0.2$) ارتباط منفی و معنی‌داری داشت (شکل‌های ۲، ۳ و ۴).

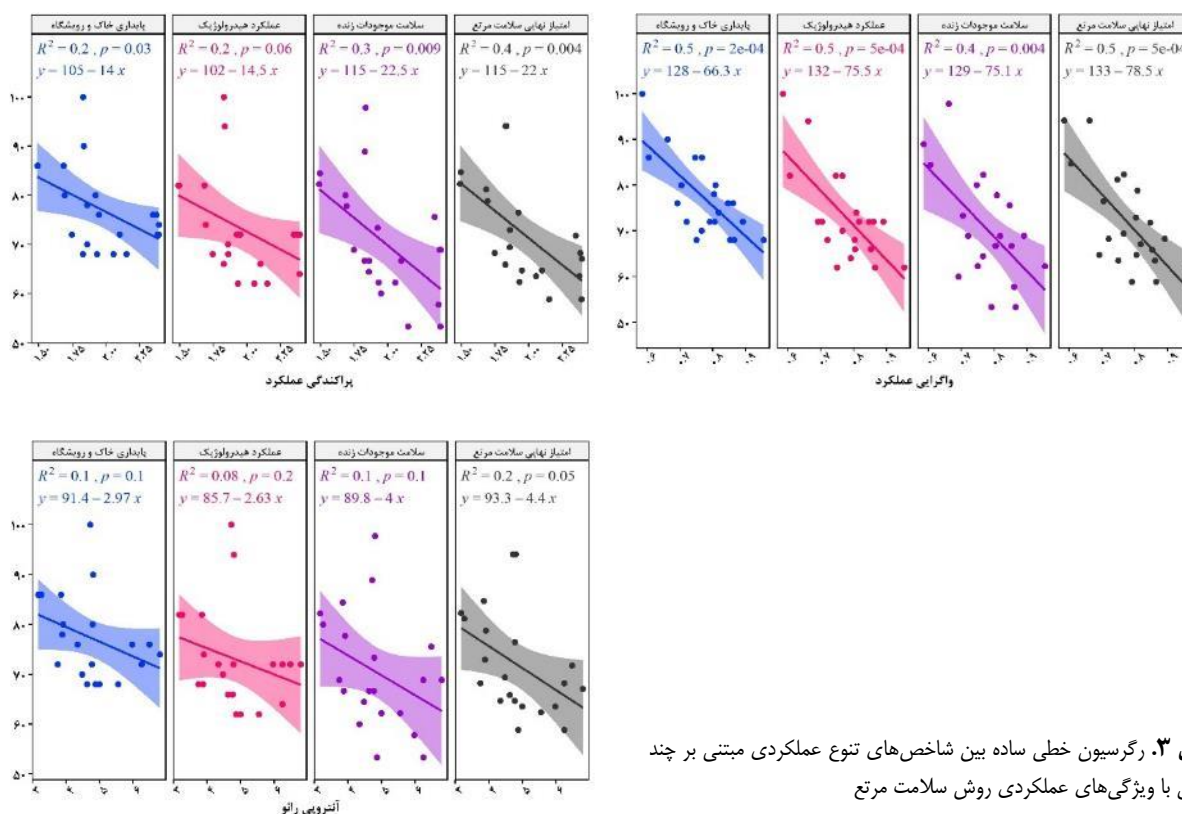
در نهایت، امتیاز نهایی روش سلامت مرتع به ترتیب بیشترین ارتباط مثبت معنی‌دار را با میانگین وزنی وزن خشک برگ ($P < 0.001$, $R^2 = 0.6$)، میانگین وزنی طول برگ ($P < 0.001$, $R^2 = 0.6$)، میانگین وزنی فرم رویشی گندمی چندساله ($P < 0.001$, $R^2 = 0.6$)، میانگین

وزنی سطح برگ ($P < 0.001$, $R^2 = 0.5$) و میانگین وزنی فرم رویشی پهن‌برگ چندساله ($P < 0.05$, $R^2 = 0.2$) داشت و با میانگین وزنی فرم رویشی بوته‌ای ($P < 0.001$, $R^2 = 0.5$)، واگرایی عملکرد ($P < 0.001$, $R^2 = 0.5$)، میانگین وزنی قطر تاج ($P < 0.01$, $R^2 = 0.3$)، پراکندگی عملکرد ($P < 0.05$, $R^2 = 0.2$) و آنتروپی راثو ($P < 0.05$, $R^2 = 0.2$) رابطه‌ی منفی و معنی‌داری نشان داد (شکل‌های ۲، ۳ و ۴).

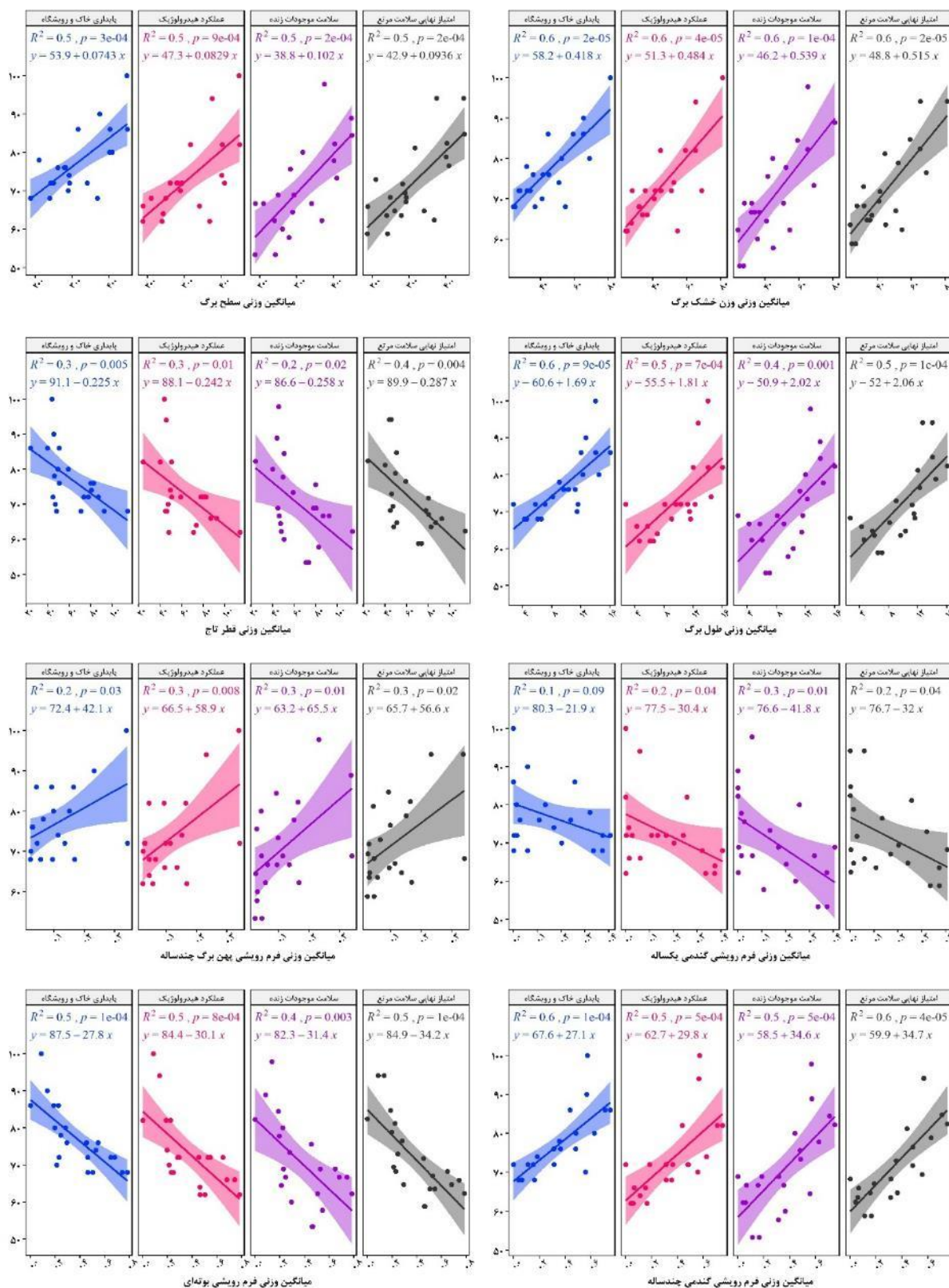


شکل ۲. همبستگی بین شاخص‌های تنوع عملکردی با معیارهای ارزیابی روش سلامت مرتع

***، ** و * به ترتیب بیانگر تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۰۱، ۰/۰۱ و ۰/۰۵ درصد و عدم وجود ستاره بیانگر عدم اختلاف معنی‌داری است.



شکل ۳. رگرسیون خطی ساده بین شاخص‌های تنوع عملکردی مبتنی بر چند ویژگی با ویژگی‌های عملکردی روش سلامت مرتع



شکل ۴. رگرسیون خطی ساده بین شاخص‌های تنوع عملکردی مبتنی بر یک ویژگی با ویژگی‌های عملکردی روش سلامت مرتع

۴. بحث و نتیجه‌گیری

در این پژوهش، ارتباط بین تنوع عملکرد با سه معیار ارزیابی روش سلامت مرتع با استفاده از روابط رگرسیونی و همبستگی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که بین معیارهای ارزیابی و برخی از شاخص‌های تنوع عملکرد، همبستگی معنی‌داری وجود دارد. هر یک از شاخص‌های تنوع عملکرد به درک واکنش اجتماعات گیاهی نسبت به فشارهای محیطی و دسترسی به منابع کمک می‌کنند (اولرت و همکاران، ۲۰۲۴). شاخص‌های تنوع عملکرد مبتنی بر چند ویژگی گویای وجود تنوع و اختلاف در ویژگی‌های عملکردی گونه‌های گیاهی می‌باشند. بنابراین، نوع رابطه (مثبت یا منفی) و سطح ضریب تبیین (R^2)، تعیین کننده نوع مکانیسم ارتباط تنوع زیستی (گیاهی) و عملکرد اکوسیستم خواهند بود (امیدی پور، ۲۰۱۹).

نتایج نشان داد که پایداری خاک و رویشگاه و عملکرد هیدرولوژیک به دلیل داشتن ۸ شاخص مشترک دارای روابط مشابهی با شاخص‌های تنوع عملکرد می‌باشند. امتیاز نهایی شاخص سلامت مرتع که جمع کل نمرات شاخص‌های ۱۷ گانه است، روابط مشابهی مانند پایداری خاک و رویشگاه و عملکرد هیدرولوژیک با شاخص‌های تنوع عملکرد نشان داد.

در این منطقه، بین شاخص‌های غنای عملکرد و یکنواختی عملکرد با معیارهای ارزیابی روش سلامت (سلامت خاک و هیدرولوژی مرتع) ارتباط معنی‌داری مشاهده نشد. این نتایج نشان می‌دهد که در این منطقه، سلامت خاک و هیدرولوژی مرتع تحت تأثیر مستقیم تنوع زیستی و عملکردی قرار ندارد. این یافته‌ها با نتایج برخی از مطالعات پیشین مغایرت دارد (دمارا، ۲۰۱۹، پُل^۱ و همکاران، ۲۰۰۹ و کیخاس^۲ و همکاران، ۲۰۱۰) که تأکید دارند افزایش تنوع گیاهی به کاهش فرسایش خاک منجر می‌شود. با این حال، در منطقه حفاظت‌شده سبزکوه، اگرچه معیارهای ارزیابی سلامت مرتع در شدت‌های مختلف چرایی تفاوت معنی‌داری نشان می‌دهند، اما به دلیل تنوع بالای گونه‌ای و پوشش گیاهی، شاخص‌های غنا و یکنواختی عملکرد به تنهایی قادر به تبیین این ارتباطات نیستند.

به طور خاص، مشخص شد که بین میانگین وزنی وزن خشک برگ، میانگین وزنی سطح برگ، میانگین وزنی طول برگ، میانگین وزنی فرم رویشی پهن‌برگ چندساله و میانگین وزنی فرم رویشی گندمی چندساله با معیارهای ارزیابی روش سلامت مرتع رابطه‌ی مثبت و معنی‌داری وجود دارد و بین واگرایی عملکرد، پراکندگی عملکرد، آنتروپی راثو، میانگین وزنی قطر تاج، میانگین وزنی فرم رویشی گندمی یکساله و میانگین وزنی فرم رویشی بوته‌ای با معیارهای ارزیابی روش سلامت مرتع رابطه‌ی منفی و معنی‌داری وجود دارد.

در منطقه سبزکوه، معیارهای ارزیابی روش سلامت مرتع با آنتروپی راثو ارتباط منفی دارند. این ارتباط می‌تواند نشان‌دهنده این واقعیت باشد که در این منطقه افزایش تنوع گونه‌ای منجر به کاهش در عملکردهای اکوسیستم شده و گونه‌های اضافه شده نقش مؤثری در عملکردهای اکوسیستم نداشته‌اند.

در این منطقه، افزایش میانگین وزنی فرم رویشی گندمی چندساله و پهن‌برگ چندساله به بهبود معیارهای ارزیابی روش سلامت مرتع کمک می‌کند. گونه‌های *Agropyrum repens* و *Hordeum bulbosum* که دارای فرم رویشی گندمی چندساله هستند، جزو گونه‌های غالب منطقه به خصوص در سایت مرجع و سایت‌های با شدت چرای سبک می‌باشند. به نظر می‌رسد که بالا بودن معیارهای ارزیابی در این سایت‌ها می‌تواند به علت تأثیر مثبت این گونه‌ها باشد. همچنین میانگین وزنی وزن برگ گونه‌های با فرم رویشی گندمی و پهن‌برگ چندساله نیز از سایر فرم‌های رویشی بالاتر می‌باشد، به همین علت، افزایش میانگین وزنی وزن برگ منجر به افزایش معیارهای ارزیابی وضعیت مرتع شده است. گونه‌های غالب، نقش تعیین‌کننده‌ای در ویژگی‌های اکوسیستم مانند بهره‌وری، ترسیب کربن، روابط آبی، چرخه و ذخیره‌سازی مواد غذایی، کیفیت لاشبرگ و مقاومت و ارتجاع در برابر آشفستگی‌ها دارند. به طور کلی، گونه‌هایی که روی هم حدود ۷۰ تا ۸۰ درصد از زیتوده موجود در جامعه را تشکیل می‌دهند به عنوان فراوان‌ترین گونه‌ها تعریف می‌شوند (کورنلیسن و همکاران، ۲۰۰۳). عملکرد اکوسیستم باید مبتنی بر گونه‌های بومی باشد (شوارتز^۳ و همکاران، ۲۰۰۰). زیرا اگر فرآیندهای اکوسیستم به واسطه حفاظت از گونه‌های غیربومی پدیدار

¹ Pohl

² Quijas

³ Schwartz

بمانند، گونه‌های بومی اولویت حفاظتی خود را از دست داده و در نتیجه، تهاجم غیرقابل‌کنترلی رخ خواهد داد (ون در والت^۱، ۲۰۱۳). همچنین، یافته‌های این پژوهش نشان داد که میانگین وزنی فرم رویشی گندمی چندساله و میانگین وزنی فرم رویشی پهن‌برگ چندساله رابطه‌ی مثبت و معنی‌دار با معیار پایداری خاک و رویشگاه دارند. می‌توان این گونه استنباط کرد افزایش مقاومت سطح خاک در برابر فرسایش توسط گندمیان منجر به این رابطه مثبت شده است (عظیمی^۲ و همکاران، ۲۰۱۸).

در مقابل، افزایش میانگین وزنی فرم رویشی بوته‌ای منجر به کاهش معیارهای ارزیابی روش سلامت مرتج شده است. به نظر می‌رسد گسترش گونه‌های بوته‌ای، به ویژه گونه‌هایی مانند دافنه و انواع گونه‌های بوته‌ای که در سایت‌های تحت چرای سنگین و متوسط به عنوان گونه‌های غالب شناسایی شدند، نشانه‌ای از اختلال در ترکیب طبیعی گونه‌های گیاهی منطقه و کاهش عملکرد اکوسیستم باشد. کاهش امتیاز شاخص‌هایی نظیر پایداری خاک و رویشگاه، عملکرد هیدرولوژیک و سلامت موجودات زنده به واسطه افزایش تراکم این فرم رویشی، می‌تواند بیانگر حذف یا تضعیف گروه‌های عملکردی گیاهی کلیدی باشد (گوسوامی^۳ و همکاران، ۲۰۱۷؛ مگوران^۴، ۲۰۰۳ و تیلمن^۵ و همکاران، ۱۹۹۷). این موضوع نشان می‌دهد که تداوم چرا و حذف فرم‌های حساس‌تر می‌تواند منجر به کاهش طبقه‌های گیاهی نسبت به جامعه مرجع و در نتیجه کاهش تنوع زیستی، کاهش امتیاز ساختار تاج پوشش و اختلال در عملکرد اکوسیستم شود (آدامز و همکاران، ۲۰۱۶ و دمارا، ۲۰۱۹). اگرچه در زیست‌بوم‌های خشک و شکننده، فرم رویشی بوته‌ای می‌تواند به حفظ پایداری کمک کند (مولایی نسب^۶، ۲۰۲۱)، نتایج این مطالعه نشان داد که در منطقه سبزکوه با اقلیم مرطوب تا نیمه مرطوب، حضور پایدار گونه‌های بوته‌ای عمده‌تأ ناشی از مقاومت آن‌ها در برابر چرای دام بوده است، نه از نقشی که این گونه‌ها در بهبود عملکرد اکوسیستم ایفا می‌کنند.

علاوه بر این، میانگین وزنی قطر تاج نیز مشابه فرم ریشی بوته‌ای، منجر به کاهش معیارهای ارزیابی سلامت مرتج شده است. گونه‌های بوته‌ای معمولاً دارای قطر تاج بزرگ‌تری هستند و افزایش تراکم آن‌ها در مناطق تحت چرای سنگین موجب افزایش این شاخص شده است. در حالی که فرم‌های رویشی گندمی و پهن‌برگ چندساله که دارای قطر تاج کمتر هستند، بیشتر در منطقه مرجع و سایت‌های دارای چرای سبک مشاهده شدند. بنابراین، تسلط گونه‌های بوته‌ای در مناطق با شدت چرای بالا، در کنار کاهش شاخص‌های سلامت مرتج، نشان‌دهنده رابطه معکوس فرم بوته‌ای با شرایط بهینه اکولوژیکی در این منطقه است.

اکوسیستم‌ها ممکن است خدماتی را برای کنترل فرسایش آبی ارائه دهند. این خدمت به حفظ آب در خاک و رسوب، لاشبرگ و پوشش گیاهی سرپا و تعادل بین نفوذ و رواناب بستگی دارد، ویژگی‌هایی که ممکن است با در نظر گرفتن صفاتی مانند شکل رشد و سرعت رشد گیاه، طول عمر گیاه، ساختار تاج، ماندگاری برگ‌ها، محتوای نیتروژن و لیگنین در برگ، سرعت تجزیه بالقوه برگ‌ها و ساقه‌ها، ساختار ریشه و ریشه‌های عمیق و زیرزمینی ارزیابی شود (برومن^۷ و همکاران، ۲۰۰۷). بنابراین هیدرولوژی مرتج می‌تواند عمیقاً تحت تأثیر گروه عملکردی گیاهی غالب قرار گیرد (پیچک^۸ و همکاران، ۲۰۱۲ و ویلکاکس^۹ و همکاران، ۲۰۱۲).

با توجه به نتایج می‌توان از مدل ساده‌ی رگرسیون خطی و رابطه همبستگی، روابط بین تنوع عملکرد با معیارهای ارزیابی سلامت مرتج را بررسی و پیش‌بینی کرد. ارتباط این شاخص‌ها با ۱۷ شاخص روش سلامت مرتج به صورت غیرمستقیم برآورد می‌شود، زیرا هر شاخص با مجموعه‌ای از شاخص‌های دیگر یکی از معیارهای ارزیابی سلامت مرتج را به وجود آورده‌اند. صفات گیاهی معمولاً به صورت مستقل عمل نمی‌کنند بلکه در تعامل با سایر صفات قرار دارند. بنابراین ترکیبی از صفات گیاهی ممکن است تأثیر بیشتری بر عملکرد اکوسیستم داشته باشد تا یک صفت منفرد (گارنیر و همکاران، ۲۰۰۴). بنابراین می‌توان از روش‌های آماری پیشرفته‌تری مانند مدل‌های مختلف یادگیری ماشین^{۱۰}، تأثیر هم‌زمان چندین متغیر مستقل بر متغیر وابسته را بررسی کرده و روابط پیچیده‌تری را مدل‌سازی کرد. در گام بعدی می‌توان با تلفیق شاخص‌های تنوع زیستی، معیارهای ارزیابی سلامت مرتج را بر اساس یک پروتکل ارزیابی کمی محاسبه کرد.

¹ Van der Walt² Azimi³ Goswami⁴ Magurran⁵ Tilman⁶ Molaeinasab⁷ Brauman⁸ Pyšek⁹ Wilcox¹⁰ Machine learning

در نهایت به جای محاسبه ۱۷ شاخص روش سلامت مرتع از شاخص‌های تنوع عملکرد برای محاسبه معیارهای ارزیابی سلامت مرتع استفاده کرد. این یافته‌ها اهمیت حفظ و افزایش تنوع زیستی را در مدیریت پایدار اکوسیستم‌ها برجسته می‌کند و نشان می‌دهد که چگونه می‌توان با استفاده از شاخص‌های تنوع عملکرد، به بهبود عملکردها و پایداری اکوسیستم‌ها و مدیریت بهتر مناطق حفاظت‌شده کمک کرد. البته، حفاظت از تنوع زیستی نباید صرفاً به پیامدهای آن در ارائه خدمات اکوسیستمی محدود شود، بلکه تنوع گیاهی، مستقل از سایر مزایا، برای انسان‌ها جذابیت دارد (لیندمن-ماتیس^۱ و همکاران، ۲۰۱۰).

References

- Adams, B.W., Ehler, G., Stone, C., Alexander, M., Lawrence, D., Willoughby, M., & Miller, A.J., (2016). *Rangeland health assessment for grassland, forest and tame pasture: field workbook*.
- Azimi, R., Heshmati, G.A., Kianian, M.K., Hossein Jafari, S., & Zakeri, D., (2018). Role of plant species and ecological patches in conserving and fixing natural lands' soil using landscape functional analysis (LFA)(Case study: Dehbar rangeland, Torghabeh, Mashhad, Iran). *Journal of Rangeland Science*, 8(2), 166-175.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., & Schmid, B., (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9(10), 1146-1156. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x>
- Bihamta, M.R., & Zare Chahouki, M.A., (2008). *Principles of statistics for the natural resources science*. University of Tehran Press, First Edition. (In Persian)
- Bradford, J., Duniway, M., & Munson, S. 2019. Assessing rangeland health under climate variability and change. In D. J. Gibson and J. A. Newman (Eds.), *Grasslands and Climate Change* (pp. 293-309). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781108163941.019>
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., & Mooney, H.A., (2007). The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32, 67-98. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>
- Briske, D.D., & Coppock, D.L., (2023). Rangeland stewardship envisioned through a planetary lens. *Trends in Ecology & Evolution*, 38(2), 109-112. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.09.012>
- Briske, D.D., Vetter, S., Coetsee, C., & Turner, M.D., (2024). Rangeland afforestation is not a natural climate solution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 22(5), e2727. <https://doi.org/10.1002/fee.2727>
- Conti, G., & Díaz, S., (2013). Plant functional diversity and carbon storage—an empirical test in semi-arid forest ecosystems. *Journal of Ecology*, 101(1), 18-28. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12012>
- Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D.E., . . . & Poorter, H., (2003). A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 51(4), 335-380. <https://doi.org/10.1071/BT02124>
- DeMaere, C.G. (2019). *The Relationship of Plant Diversity to Alberta's Range Health Assessment* [Master's thesis, University of Alberta].
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F.S., & Tilman, D., (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS biology*, 4(8), e277. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>
- Esler, K., & Rebelo, A., (2014). Quantifying Functional Biodiversity. *African Journal of Range & Forage Science*, 31, 235-236. <https://doi.org/10.2989/10220119.2014.933877>
- Faal Feizabadi, M. (2021). Ecosystem multifunctionality related to species diversity, Functional diversity and functional redundancy along the gradient of productivity in semi-arid ecosystems [Doctoral dissertation, Shahrekord University]. Iran. (In Persian)
- Faal Feizabadi, M., Tahmasebi, P., Broujeni, E.A., Ebrahimi, A., & Omidipour, R., (2021). Functional diversity, functional composition and functional β diversity drive aboveground biomass across different bioclimatic rangelands. *Basic and Applied Ecology*, 52, 68-81. <https://doi.org/10.1016/j.baaec.2021.01.007>
- Fensham, R.J., & Fairfax, R.J., (2008). Water-remoteness for grazing relief in Australian arid-lands. *Biological Conservation*, 141(6), 1447-1460. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.03.016>

¹ Lindemann-Matthies

- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M.L., Roumet, C., Debussche, M., . . . & Bellmann, A., (2004). Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology*, 85(9), 2630-2637. <https://doi.org/10.1890/03-0799>
- Goswami, M., Bhattacharyya, P., Mukherjee, I., & Tribedi, P., (2017). Functional diversity: an important measure of ecosystem functioning. *Advances in Microbiology*, 7(01), 82-93. <https://doi.org/10.4236/aim.2017.71007>
- Gyssels, G., Poesen, J., Bochet, E., & Li, Y., (2005). Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in physical geography*, 29(2), 189-217. <https://doi.org/10.1191/0309133305pp443ra>
- Jalilian, F. (2019). *Assessing rangeland health condition using ecological sustainability indicators in the rangelands of Kiasar, Mazandaran province* [Master's thesis, Gonbad Kavous University]. (In Persian)
- Kattge, J., Boenisch, G., Diaz, S., Lavorel, S., Prentice, I.C., Leadley, P., . . . Acosta, A.T., (2020). TRY plant trait database - enhanced coverage and open access. *Global Change Biology*, 26(1), 119-188. <https://doi.org/10.1111/gcb.14904>
- Laliberté, E., & Legendre, P., (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Lamas, M.I.B., Carrera, A.L., & Bertiller, M.B., (2021). Sheep grazing differentially affects the canopy attributes and functional diversity of shrubs and perennial grasses in arid rangelands. *Plant Ecology*, 222(1), 13-27. <https://doi.org/10.1007/s11258-020-01084->
- Leps, J., de Bello, F., Lavorel, S., & Berman, S., (2006). Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. *Preslia*, 78(4), 481-501.
- Lindemann-Matthies, P., Junge, X., & Matthies, D., (2010). The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biological Conservation*, 143(1), 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.003>
- Magurran, A.E., (2003). *Measuring biological diversity*. Wiley Blackwell.
- Mahdavi, M., Arzani, H., & Jouri, M.H., (2009). Analysis of rangeland condition's changes using of qualitative method of rangeland health (case study: steppic rangeland of Roudshour) [Research]. *Journal of Rangeland*, 3(3), 385-397. <https://www.sid.ir/paper/136408/en> (In Persian)
- Mason, N.W.H., MacGillivray, K., Steel, J.B., & Wilson, J.B., (2003). An index of functional diversity. *Journal of Vegetation Science*, 14(4), 571-578. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02184.x>
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., & Wilson, J.B., (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Molaeinasab, A., Bashari, H., Mosaddeghi, M.R., & Tarkesh Esfahani, M., (2021). Effects of Different Vegetation Patches on Soil Functionality in the Central Iranian Arid Zone. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 21(2), 1112-1124. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00426-y>
- Motamedi, J., Karkaj, E.S., & Alilou, F., (2016). Variation in biomass and morphology of *Artemisia fragrans* Willd. Under grazing in northwest mountainous rangelands of Iran. *Acta Ecologica Sinica*, 36(6), 477-482. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2016.07.004>
- Mouillot, D., Villéger, S., Scherer-Lorenzen, M., & Mason, N.W.H., (2011). Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. *PloS one*, 6(3), e17476. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017476>
- Naeem, S., Bunker, D.E., Hector, A., Loreau, M., & Perrings, C., (2009). *Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: an ecological and economic perspective*. Oxford University Press.
- National Research Council, (1994). *Rangeland health: new methods to classify, inventory, and monitor rangelands*. National Academies Press, Washington, D.C.
- Ohlert, T., Kimmel, K., Avolio, M., Chang, C., Forrestel, E., Gerstner, B.P., . . . & Komatsu, K., (2024). The impact of trait number and correlation on functional diversity metrics in real-world ecosystems. *PloS one*, 19(9), e0306342. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0306342>
- Omidipour, R. (2019). *Stability of rangeland ecosystems in response to plant functional diversity along a gradient of productivity in arid and semi-arid regions* [Doctoral dissertation, Shahrekord University]. Iran. (In Persian)
- Pellant, M., Shaver, P.L., Pyke, D.A., Herrick, J.E., Lepak, N., Riegel, G., . . . & Busby, F.E., (2020). *Interpreting Indicators of Rangeland Health, Version 5: Bureau of Land Management Technical Reference 1734-6* (M. Bureau of Land, Ed.) [Report]. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management, National Operations Center, Denver, CO. <http://pubs.er.usgs.gov/publication/70215720>
- Pellant, M.L., (2005). *Interpreting Indicators of Rangeland Health: Version 4*. US Department of the Interior, Bureau of Land Management, National Science and Technology Center, Division of Science Integration, Branch of Publishing Services.

- Perez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., . . . & Gurvich, D.E., (2013). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 61(3), 167-234. <https://doi.org/10.1071/BT12225>
- Pla, L., Casanoves, F., & Di Rienzo, J., (2011). *Quantifying functional biodiversity*. Springer Science & Business Media.
- Pohl, M., Alig, D., Körner, C., & Rixen, C., (2009). Higher plant diversity enhances soil stability in disturbed alpine ecosystems. *Plant Soil*, 324, 91-102. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9906-3>
- Pyke, D.A. (2002). *Assessing rangelands* (2327-6932). U. S. G. Survey.
- Pyke, D.A., Herrick, J.E., Shaver, P., & Pellant, M., (2002). Rangeland health attributes and indicators for qualitative assessment. *Journal of Range Management*, 55(6), 584-597. <https://doi.org/10.2307/4004002>
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P.E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., & Vilà, M., (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18(5), 1725-1737. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x>
- Quijas, S., Schmid, B., & Balvanera, P., (2010). Plant diversity enhances provision of ecosystem services: A new synthesis. *Basic and Applied Ecology*, 11(7), 582-593. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.06.009>
- Rao, C.R., (1982). Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical population biology*, 21(1), 24-43. [https://doi.org/10.1016/0040-5809\(82\)90004-1](https://doi.org/10.1016/0040-5809(82)90004-1)
- Schnitzler, A., Hale, B.W., & Alsum, E.M., (2007). Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biological Conservation*, 138(1), 146-156. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.010>
- Schwartz, M., Brigham, C., Hoeksema, J., Lyons, K., Mills, M., & Van Mantgem, P., (2000). Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia*, 122, 297-305. <https://doi.org/10.1007/s004420050035>
- Smith, E.L., Johnson, P.S., Ruyle, G., Smeins, F., Loper, D., Whetsell, D., . . . Haley, J., (1995). New concepts for assessment of rangeland condition. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 48(3), 271-282.
- Soltani, S., Yaghmaei, L., Khodaghohi, M., & Saboohi, R., (2011). Bioclimatic Classification of Chahar-Mahal & Bakhtiari Province Using Multivariate Statistical Methods [Research]. *Journal of Water and Soil Science*, 14(54), 53-68. <http://jstnar.iut.ac.ir/article-1-1451-en.html> (In Persian)
- Song, Y., Wang, P., & Zhou, D., (2011). Methods of measuring plant community functional diversity. *Chinese Journal of Ecology*, 30(9), 2053-2059.
- Tahmasebi, P., Moradi, M., & Omidipour, R., (2017). Plant functional identity as the predictor of carbon storage in semi-arid ecosystems. *Plant Ecology & Diversity*, 10(2-3), 139-151. <https://doi.org/10.1080/17550874.2017.1355414>
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., & Siemann, E., (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277(5330), 1300-1302. <https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1300>
- Van der Walt, L. (2013). *Landscape functionality and plant diversity of grassland fragments along an urban-rural gradient in the Tlokwe Municipal area*, South Africa North-West University].
- Villéger, S., Mason, N.W.H., & Mouillot, D., (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Wilcox, B.P., Turnbull, L., Young, M.H., Williams, C.J., Ravi, S., Seyfried, M.S., ... & Caldwell, T.G., (2012). Invasion of shrublands by exotic grasses: ecohydrological consequences in cold versus warm deserts. *Ecohydrology*, 5(2), 160-173. <https://doi.org/10.1002/eco.247>
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., . . . & Palumbi, S.R., (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314(5800), 787-790. <https://doi.org/10.1126/science.1132294>
- Xiao, F., Ouyang, H., Zhang, Q., Fu, B., & Zhang, Z., (2004). Forest ecosystem health assessment and analysis in China. *Journal of Geographical Sciences*, 14(1), 18-24. <https://doi.org/10.1007/BF02873086>
- Zhang, J.T., Fan, L., & Li, M., (2012). Functional diversity in plant communities: theory and analysis methods. *African Journal of Biotechnology*, 11(5), 1014-1022. <https://doi.org/10.5897/AJB11.3122>
- Zhao, W.Y., Li, J.L., & Qi, J.G., (2007). Changes in vegetation diversity and structure in response to heavy grazing pressure in the northern Tianshan Mountains, China. *Journal of Arid Environments*, 68(3), 465-479. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.06.007>