Journal of Range & Watershed Management
https://jrwm.ut.ac.ir/

Volume 77 (4)
Online ISSN: 2423-7795

Evaluation of the accuracy of the numeric indices of the biodiversity calculated based on the quantitative characteristics of vegetation in the rangelands of Darmian-Sarabisheh Protected Area, South Khorasan

Moslem Rostampour*✉

Department of Rangeland and Watershed Management and Research Group of Drought and Climate Change, Faculty of Natural Resources and Environment, University of Birjand, Birjand, Iran
Email: rostampour@birjand.ac.ir

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:
Received: 23 Feb. 2024
Revised: 17 Jun. 2024
Accepted: 09 Jul. 2024
Published online: 21 Dec. 2024

Keywords:
Relative Importance Value,
Phytosociology,
Coefficient Variation,
Species Abundance.

Abstract

Studying biodiversity is a prerequisite for the sustainable management of rangeland ecosystems. The purpose of the present study is to compare plant criteria for measuring species richness, diversity, and evenness indices in terms of precision in the rangelands of the Darmian-Sarabisheh protected area which is located in South Khorasan province. Absolute and relative species canopy cover (dominance), density, frequency, and abundance were measured for each plant type, and species relative importance value (IVI) was determined using different equations. Descriptive statistics were employed to select the best method for calculating IVI. For this purpose, *Artemisia aucheri Boiss.*, *Cousinia eryngioides Boiss.*, and *Eryngium Bungei Boiss*., which were present in all habitats, were selected, and statistical measures such as the standard error of the mean and coefficient of variation were calculated. A one-way analysis of variance (ANOVA) test was also used to evaluate the effect of biodiversity assessment criteria on numerical indices. The results of the ANOVA showed that the effect of the criteria for calculating the numerical indices on all biodiversity indices (except for the number of species) was significant ($p \leq 0.01$). The numerical values of diversity indices varied according to different criteria, with the value calculated by canopy cover being the lowest, while abundance and frequency were the highest. The IVI3 index (relative abundance + relative frequency) had the least standard error of the mean (SEM) and coefficient of variation (CV) at 7.30% and 23.37%, respectively, indicating greater accuracy. The results indicate that all biodiversity indicators based on IVI are more accurate; therefore, it is recommended to use IVI to calculate biodiversity indicators instead of relying on density, cover percentage, and production.

Cite this article: Rostampour, M. (2024). Evaluation of the accuracy of the numeric indices of the biodiversity calculated based on the quantitative characteristics of vegetation in the rangelands of Darmian-Sarabisheh Protected Area, South Khorasan. *Journal of Range & Watershed Management*, 77 (4), 419-432. DOI: http//doi.org/10.22059/jrwm.2024.373062.1749

© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press

نشریه مرتع و آبخیزداری
دوره ۷۷ (۴)
شاپا الکترونیکی: ۲۴۲۳-۷۷۹۵

ارزیابی دقت شاخص‌های عددی تنوع زیستی براساس ویژگی‌های کمی پوشش گیاهی در مراتع منطقه حفاظت شده درمیان-سربیشه، خراسان جنوبی

مسلم رستم پور*

گروه مرتع و آبخیزداری و عضوگروه پژوهشی خشکسالی و تغییر اقلیم، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران.
رایانامه: rostampour@birjand.ac.ir

اطلاعات مقاله

نوع مقاله:
مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۱۲/۰۴
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۳/۰۳/۲۸
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۴/۱۹
تاریخ انتشار: ۱۴۰۳/۱۰/۰۱

کلیدواژه‌ها:
ارزش اهمیت نسبی،
جامعه‌شناسی گیاهی،
ضریب تغییرات،
وفور گونه‌ای.

چکیده

مطالعه تنوع زیستی پیش نیاز مدیریت پایدار اکوسیستم‌های مرتعی است. هدف پژوهش حاضر، مقایسه معیارهای گیاهی اندازه‌گیری شاخص‌های عددی غنا، تنوع و یکنواختی گونه‌ای از لحاظ دقت در مراتع درمنه‌زار منطقه حفاظت شده درمیان-سربیشه، خراسان جنوبی است. ویژگی‌های کمی نظیر درصد پوشش تاجی (غلبه گونه‌ای)، تراکم، فراوانی و وفور گونه‌ای مطلق و نسبی در هر تیپ گیاهی اندازه‌گیری و با روابط مختلف مقادیر ارزش اهمیت نسبی گونه‌ای (IVI) تعیین شد. به منظور انتخاب بهترین روش محاسبه IVI، از لحاظ دقت، از آمار توصیفی استفاده شد. بدین منظور سه گونه *Artemisia aucheri* Boiss.، *Cousinia eryngioides* Boiss. و *Eryngium bungei* Boiss. که در تمامی رویشگاه‌ها حضور داشتند انتخاب شدند و شاخص‌های آماری از قبیل خطای استاندارد میانگین و ضریب تغییرات محاسبه شدند. همچنین به منظور بررسی اثر معیارهای پوشش گیاهی بر شاخص‌های تنوع زیستی، از آزمون تحلیل واریانس استفاده شد. نتایج آزمون تحلیل واریانس نشان داد که اثر معیارهای کمّی پوشش گیاهی بر کلیه شاخص‌های تنوع زیستی (بجز تعداد گونه) معنی‌دار شد. مقدار شاخص‌های تنوع براساس معیارهای مختلف، متفاوت بوده، به طوری که مقدار تنوع براساس پوشش، کمترین و بر اساس وفور و فراوانی گونه‌ای، بیشترین بود. شاخص IVI3 (وفور نسبی+فراوانی نسبی) کمترین SEM و CV (به ترتیب ۷/۳۰ و ۲۳/۳۷ درصد) را دارد، از این‌رو از دقت بیشتری برخوردار است. نتایج بیانگر آن است که کلیه شاخص‌های تنوع زیستی براساس IVI از دقت بالاتری برخودار هستند، از این‌رو توصیه می‌شود برای محاسبه شاخص‌های تنوع زیستی، بجای استفاده از تراکم، درصد پوشش و تولید، از معیار IVI استفاده شود.

استناد: رستم‌پور؛ مسلم (۱۴۰۳). ارزیابی دقت شاخص‌های عددی تنوع زیستی براساس ویژگی‌های کمی پوشش گیاهی در مراتع منطقه حفاظت شده درمیان-سربیشه، خراسان جنوبی. *نشریه مرتع و آبخیزداری*، ۷۷(۴)، ۴۳۲-۴۱۹.

DOI: http//doi.org/10.22059/jrwm.2024.373062.1749

ناشر : انتشارات دانشگاه تهران.

© نویسندگان.

۱. مقدمه

تنوع زیستی نقش مهمی در حفظ تطبیق‌پذیری، بهره‌وری، ثبات و توانایی اکوسیستم‌های طبیعی در برابر عوامل اختلال دارد (Luo & Gong, 2023). اکوسیستمی که تنوع گونه‌ای بیشتری دارد، کارآمدتر، مولدتر و پایدارتر در نظر گرفته می‌شود، بنابراین، ثبت داده‌های تنوع گونه‌ای جوامع گیاهی برای حفظ و توسعه پایدار جوامع گیاهی و اکوسیستم‌های مرتعی و تصمیم‌گیری برای اولویت‌های حفاظتی آن بسیار مهم است (Liu et al., 2024; Jamil et al., 2022). مطالعه تنوع زیستی گیاهی پیش نیاز مدیریت پایدار اکوسیستم‌های طبیعی مثل جنگل‌ها و مراتع هستند (Behera et al., 2023). از این‌رو برنامه‌ریزی و استراتژی‌های مدیریت مؤثر مراتع، نیازمند درک ساختارهای جوامع گیاهی مانند شاخص‌های کمی تنوع زیستی است (Wang et al., 2023). تنوع گونه‌ای جوامع گیاهی یک شاخص اساسی از مراحل جانشینی آنها است که کارکرد اکوسیستم را در مقیاس‌های مکانی و زمانی خاص حفظ می‌کند (Huang et al., 2023). شناسایی ساختار و ترکیب پوشش گیاهی به همراه توصیف یک منطقه می‌تواند اطلاعاتی در مورد گونه‌های بومی، دوره‌های رشد آن، رشد گونه‌های جدید و تأثیر اختلالات اقلیمی و انسانی ارائه دهد (Jamil et al., 2022). برای اکثر بوم شناسان گیاهی، تنوع به تعداد و فراوانی گونه‌ها در جامعه گیاهی مربوط می‌شود و تلاش‌های زیادی برای بیان عددی این مفهوم صورت گرفته است. به همین دلیل، تعداد زیادی از شاخص‌های تنوع پیشنهاد شده است که جنبه‌های مختلف ساختار جامعه را با در نظر گرفتن عواملی از قبیل تعداد گونه و فراوانی نسبی یا زیست توده این گونه‌ها نشان می‌دهد (Farriols et al., 2021).

طی سال‌های اخیر پژوهش درباره مقایسه شاخص‌های تنوع زیستی بسیار متداول شده است (Roswell et al., 2021). غنای گونه‌ای (S)، شاخص تنوع شانون و سیمپسون، باوجود این که انتقادات زیادی بر آنها وارد است، باز هم کماکان به عنوان متداول‌ترین شاخص‌های عددی در اکولوژی گیاهی استفاده می‌شوند (Roswell et al., 2021). گنزالس[1] و همکاران (۲۰۲۳) توصیه کردند شاخص‌های که در ارزیابی تنوع زیستی استفاده می‌شود می بایست ناپارامتریک باشند، از نظر آماری دقیق بوده و اریبی و واریانس کوچکی در نمونه‌برداری با اندازه متوسط داشته باشند. با این وجود، شاخص‌های تنوع گونه‌ای که معمولاً مورد استفاده قرار می‌گیرند، نمی‌توانند وضعیت کلی تنوع گونه‌های جامعه را نشان دهند (Tan et al., 2023). به نظر می‌رسد، اندازه‌گیری شاخص‌های عددی تنوع زیستی، علاوه بر این که نیاز به بررسی‌های میدانی گسترده دارد، زمان‌بر و هزینه‌بردار بوده و مستلزم مهارت لازم ارزیاب است (Anand et al., 2022; Perrone et al., 2023). از این‌رو انتخاب شاخص و معیار دقیق برای ارزیابی تنوع زیستی، قبل از هر گونه برنامه‌ریزی برای پژوهش‌های میدانی، می‌تواند در بالا بردن دقت نتایج موثر باشد.

پژوهش‌های قبلی به مقایسه شاخص‌های عددی و کارایی آنها در ارزیابی تنوع زیستی اکوسیستم‌های مختلف پرداخته‌اند، در صورتی که پژوهش حاضر روی مقایسه معیارهای اندازه‌گیری شاخص‌های عددی جوامع گیاهی مرتعی متمرکز است. به طور کلی مقایسه شاخص‌های عددی تنوع گونه‌ای براساس معیارهای مورد اندازه‌گیری به ندرت مورد توجه قرار گرفته است. این مسئله برای نخستین بار توسط چیاروکی[2] و همکاران (۱۹۹۹) تحلیل شد. آنها این سوال را مطرح کردند که آیا استفاده از اطلاعات پوشش، تولید و وفور، به نتیجه متفاوتی در اندازه‌گیری تنوع گونه‌ای منجر می شود؟ نتایج چیاروکی و همکاران (۱۹۹۹) نشان داد که تفاوت جزیی بین معیارهای پوشش گیاهی وجود دارد و در محاسبه تنوع گونه‌ای تاثیر اندکی داشتند. ژو[3] و همکاران (۲۰۲۲) و تان[4] و همکاران (۲۰۲۳) این سوال را مجدداً مطرح کردند و به این نتیجه دست یافتند که توانایی برآورد تنوع گونه‌ای شاخص‌های شانون و سیمپسون براساس پوشش، بهتر از تراکم است. البته دو پژوهش اخیر با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای بدست آمده و نیاز به بررسی زمینی دارد.

1 Gonzalez
2 Chiarucci
3 Zhu
4 Tan

با این وجود، در این بازه زمانی، کربس[1] (۲۰۱۴)، کنی[2] و کربس (۲۰۱۹) ارزیابی تنوع زیستی را با پنج معیار اهمیت گونه‌ای امکان پذیر دانستند. کربس (۲۰۱۴) معتقد است که معیارهای اهمیت گونه‌ای برای ارزیابی تنوع زیستی عبارتند از تعداد پایه (Number of Individuals)، زیست توده (Biomass)، پوشش (Cover)، بهره‌وری (Productivity) و ترکیب گونه‌ای (Proportions). مگوران[3] (۲۰۰۴) محاسبه شاخص‌های غنا و تنوع گونه‌ای را از طریق تعداد پایه، زیست توده و تراکم امکان‌پذیر دانست. البته وی تراکم را تعداد پایه در سطح مشخص اندازه‌گیری شده تعریف کرد که مشابه تعریف وفور گونه‌ای در سایر منابع است (مقدم، ۲۰۰۸؛ Bonham, 2013). در سایر نرم افزارها و بسته‌های آماری در محیط R، امکان ارزیابی تنوع زیستی بر اساس تعداد پایه (PAST، vegan و SDR)، وفور گونه‌ای (EstimateS، GenStat و BiodiversityR) و حضور و عدم حضور (adiv) وجود دارد.

ارزش اهمیت نسبی (Relative Importance Value: IVI) که به نوعی میزان غالبیت گونه‌های گیاهی را نشان می‌دهد، عموما از محاسبه مجموع فراوانی نسبی، تراکم نسبی و غلبه نسبی بدست می‌آید (مصداقی، ۲۰۱۴) با این وجود در منابع مختلف، برای محاسبه ارزش اهمیت گونه‌ای، روابط متعددی ارائه شده است. اینجا دو سوال مطرح می‌شود: کدام رابطه یا فرمول برای محاسبه اهمیت گونه‌ای از دقت بالاتری برخوردار است؟ و کدام معیار پوشش گیاهی برای ارزیابی تنوع زیستی دارای دقت کافی است؟

شایان ذکر است که در منابع علم آمار، صحت به میزان نزدیکی یک مقدار اندازه‌گیری شده یا محاسبه شده به مقدار واقعی اشاره دارد، اما دقت به چگونگی اندازه‌گیری‌های مکرر نزدیک به یکدیگر اشاره دارد (Lee, 2023)، بنابراین اگر تمام مقادیر به یکدیگر نزدیک باشند، این لزوماً به معنای درست بودن آنها نیست. ارزانی و عابدی (۲۰۱۵) نیز به این مسئله اذعان نمودند، آنها اشاره کردند که در پژوهش‌های متعدد، علی‌رغم نبود اطلاعات مربوط به جامعه آماری، صحبت از صحت روش‌های نمونه برداری می‌شود، ولی واقعیت امر این است که در طول طرح‌های نمونه‌برداری، صحت نمونه را به علت نبودن اطلاعات جامعه آماری نمی‌توان ارزیابی کرد. بنابراین هدف پژوهش حاضر، مشخصاً مقایسه معیارهای گیاهی اندازه‌گیری شاخص‌های عددی غنا، تنوع و یکنواختی گونه‌ای از لحاظ دقت در مراتع درمنه‌زار منطقه حفاظت شده درمیان–سربیشه، خراسان جنوبی است.

۲. مواد و روش‌ها

۲–۱. منطقه مورد مطالعه

پژوهش حاضر در بخشی از مراتع منطقه حفاظت شده درمیان–سربیشه واقع در استان خراسان جنوبی انجام شده است. منطقه حفاظت شده درمیان-سربیشه با مساحت ۸۰۰۰۰ هکتار در فاصله ۶۸ کیلومتری شهرستان بیرجند و در فاصله ۲۵ کیلومتری شمال شهرستان سربیشه و در مختصات جغرافیایی بین ´´ ۴۰ °۵۹ طول غربی تا ´´ ۰۱ °۶۰ طول شرقی و بین ´´ ۳۶ °۳۲ و ´´ ۵۸ °۳۲ عرض شمالی واقع گردیده است. محدوده ارتفاعی منطقه بین ۱۴۰۰ تا ۲۶۰۰ متر از سطح دریا است. بر اساس آمار درازمدت ۳۰ ساله، در بررسی جمع بارش سالانه‌ی ایستگاه‌های همدیدی منطقه، بیشینه بارش برابر ۳۳۴/۹، کمینه ۳۸/۲ و میانگین ۱۴۲/۶ میلی‌متر است. میانگین دمای بلند مدت منطقه ۱۵ درجه سانتی گراد است. در اقلیم نمای آمبرژه اقلیم این منطقه خشک سرد است. . توپوگرافی منطقه عمدتاً کوهستانی و صخره‌ای و در بعضی نقاط تپه‌ماهوری است (مشگانی و رستم پور، ۲۰۱۹). رویشگاه اصلی منطقه مورد مطالعه با غالبیت درمنه کوهی (*Artemisia aucheri* Boiss.) در اراضی تپه ماهوری واقع شده است.

۲–۲. اندازه‌گیری معیارهای پوشش گیاهی

به منظور ثابت نگه داشتن سایر شرایط، پژوهش حاضر در سه منطقه معرف رویشگاه *A. aucheri* انجام شد. در هر منطقه معرف، تعداد ۳

1 Krebs
2 Kenney
3 Magurran

ترانسکت ۱۵۰ متری مستقر و بر روی هر ترانسکت تعداد ۱۵ پلات ۴ مترمربع مستقر شد (جمعا ۱۳۵ پلات). اندازه و تعداد پلات بر اساس مطالعات فلورستیک قبلی منطقه مورد مطالعه تعیین شد (رستم پور، ۲۰۲۳). همچنین نمونه‌برداری به روش سیستماتیک- تصادفی انجام شد. سپس معیارهای درصد پوشش تاجی (غلبه گونه‌ای)، تراکم، فراوانی و وفور گونه‌ای مطلق و نسبی تمامی گونه‌های گیاهی در هر تیپ گیاهی اندازه‌گیری شد و با روابط مختلف مقادیر ارزش اهمیت نسبی گونه‌ای (IVI[1]) تعیین شد.

به منظور مشخص کردن نحوه توزیع فراوانی گونه‌ها از معیار اهمیت نسبی گونه‌ها استفاده شد (مصداقی، ۲۰۱۴). از آنجایی که در منابع علمی، روابط متعددی برای محاسبه ارزش اهمیت نسبی گونه‌ای ارائه شده است (مصداقی، ۲۰۱۴؛ Behera et al., 2023)، در این پژوهش، از همه روابط استفاده شده است (روابط ۱ تا ۵).

رابطه ۱ IVI1= غلبه نسبی

رابطه ۲ IVI2= تراکم نسبی+ غلبه نسبی

رابطه ۳ IVI3= وفور نسبی+فراوانی نسبی

رابطه ۴ IVI4= فراوانی نسبی + تراکم نسبی+ غلبه نسبی

رابطه ۵ IVI5= وفور نسبی+فراوانی نسبی + تراکم نسبی+ غلبه نسبی

۳-۲. اندازه‌گیری شاخص‌های عددی تنوع زیستی

برای اندازه‌گیری شاخص‌های عددی تنوع زیستی، از توابع speciesdiv و specieseve در بسته adiv در محیط نرم افزار R استفاده شد. به علت تعدد شاخص‌ها، از ذکر روابط آنها خودداری شد (به راهنمای بسته adiv مراجعه شود، Pavoine, 2020).

۴-۲. تجزیه و تحلیل آماری

به منظور انتخاب بهترین روش محاسبه IVI، از لحاظ دقت، از آمار توصیفی استفاده شد. بدین منظور سه گونه گیاهی با فرم رویشی بوته‌ای که در تمامی رویشگاه‌ها حضور داشتند انتخاب شدند. این سه گونه عبارتند از: درمنه کوهی (*Artemisia aucheri* Boiss)، جاج (*Cousinia eryngioides* Boiss.) و زول (*Eryngium bungei* Boiss.). شاخص‌های آماری از قبیل انحراف معیار، خطای استاندارد میانگین (SEM) و ضریب تغییرات (CV) ارزش اهمیت نسبی محاسبه شد. همچنین به منظور بررسی اثر معیارهای کمی پوشش گیاهی بر شاخص‌های عددی تنوع زیستی کل رویشگاه های مورد مطالعه، از آزمون تحلیل واریانس یکطرفه (ANOVA) استفاده شد. از آنجایی که امکان ارزیابی صحت شاخص‌ها وجود نداشت و هدف نیز مقایسه بین معیارها نبود، از این رو از آزمون‌های مقایسات میانگین‌ها (post hoc) استفاده نشد. برای تعیین دقت معیارهای مورد استفاده در محاسبه شاخص‌های عددی تنوع زیستی از ضریب تغییرات استفاده شد. کلیه آزمون‌های آماری توسط برنامه R (R Core Team, 2021) محاسبه شد.

۳. یافته‌های پژوهش

در هر کدام از مناطق معرف، مهمترین گونه‌های گیاهی بر اساس ارزش اهمیت نسبی تعیین شد. نتایج نشان داد که گونه‌های Ar.au، Co.er و Er.bu دارای بیشترین میزان ارزش اهمیت نسبی گونه‌ای بودند (به ترتیب ۱۸۰/۰۶، ۹۲/۸۶ و ۷۰/۶۱). گونه Ar.au، بیشترین تراکم نسبی و غلبه نسبی و گونه Co.er بیشترین فراوانی نسبی را در بین سه گونه مهم منطقه داشتند (جدول ۱).

1 Importance Value Index

جدول ۱. ارزش اهمیت نسبی سه گونه غالب منطقه مورد مطالعه

منطقه معرف	گونه غالب	تراکم نسبی	فراوانی نسبی	غلبه نسبی	اهمیت نسبی گونه
۱	Ar.au	۷۰/۶۵	۲۹/۴۱	۸۰	۱۸۰/۰۶
۲	Ar.au	۴۳/۶۶	۲۸/۱۳	۳۰/۸۸	۱۰۲/۶۶
	Co.er	۲۶/۳۲	۴۰/۲۳	۲۶/۳۲	۹۲/۸۶
۳	Ar.au	۲۹/۸۲	۱۴/۸۱	۴۳/۷۸	۸۸/۴۲
	Er.bu	۱۵/۳۲	۱۵/۳۸	۳۹/۹۰	۷۰/۶۱

به منظور انتخاب شاخص مناسب برای تعیین ارزش اهمیت نسبی Ar.au، از معیار خطای استاندارد میانگین (SEM) و ضریب تغییرات (CV) استفاده شد. نتایج نشان می‌دهد که شاخص IVI3 (وفور نسبی+ فراوانی نسبی) کمترین خطای استاندارد میانگین (۷/۳) و کمترین ضریب تغییرات (۲۳/۴ درصد) را دارد (جدول ۲)، از این‌رو از دقت بیشتری نسبت به چهار شاخص دیگر برخوردار است. نتایج نشان می‌دهد که برای گونه Co.er نیز شاخص IVI3 (وفور نسبی+ فراوانی نسبی) کمترین خطای استاندارد میانگین (۵/۴) و کمترین ضریب تغییرات (۳۳/۳ درصد) را دارد (جدول ۲)، از این‌رو از دقت بیشتری نسبت به چهار شاخص دیگر برخوردار است. همچنین نتایج نشان می‌دهد که برای گونه Er.bu نیز شاخص IVI3 (وفور نسبی+ فراوانی نسبی) خطای استاندارد میانگین (۰/۴) و کمترین ضریب تغییرات (۲/۹ درصد) را دارد (جدول ۲)، از این‌رو از دقت بیشتری نسبت به چهار شاخص دیگر برخوردار است.

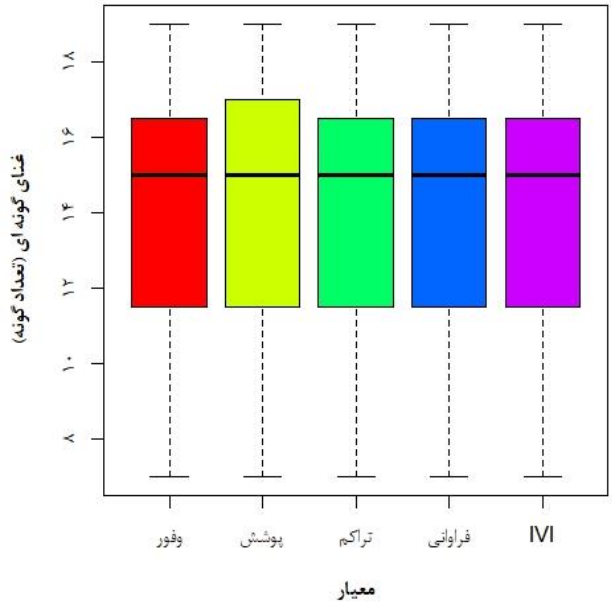
جدول ۲. ارزیابی دقت شاخص‌های ارزش اهمیت نسبی گونه‌های Ar.au، Co.er و Er.bu براساس خطای استاندارد میانگین و ضریب تغییرات

شاخص	میانگین	خطای استاندارد میانگین	انحراف معیار	ضریب تغییرات
Ar.au				
IVI1	۴۸/۶۰	۱۵/۷۴	۲۷/۲۶	۵۶/۰۹
IVI2	۹۷/۱۱	۲۶/۸۸	۴۶/۵۵	۴۷/۹۳
IVI3	**۵۴/۱۳**	**۷/۳۰**	**۱۲/۶۵**	**۲۳/۳۷**
IVI4	۱۲۵/۳۰	۲۷/۵۲	۴۷/۶۶	۳۸/۰۳
IVI5	۱۵۱/۲۵	۳۱/۹۰	۵۵/۲۶	۳۶/۵۳
Co.er				
IVI1	۲۶/۱۱	۷/۳۲	۱۲/۶۸	۴۸/۵۸
IVI2	۴۵/۶۴	۱۱/۳۰	۱۹/۵۸	۴۲/۹۰
IVI3	**۲۸/۲۶**	**۵/۴۴**	**۹/۴۱**	**۳۳/۳۲**
IVI4	۶۵/۰۴	۱۴/۸۰	۲۵/۶۴	۳۹/۴۲
IVI5	۷۳/۹۰	۱۶/۷۴	۲۸/۹۹	۳۹/۲۳
Er.bu				
IVI1	۳۰/۱۹	۵/۱۹	۸/۹۹	۲۰/۴۰
IVI2	۴۴/۹۷	۵/۴۴	۹/۴۲	۲۰/۹۵
IVI3	**۲۴/۵۴**	**۰/۴۱**	**۰/۷۰**	**۲/۸۷**
IVI4	۶۰/۴۴	۵/۸۱	۱۰/۶	۱۶/۶۵
IVI5	۶۹/۵۱	۵/۸۳	۱۰/۱۰	۱۴/۵۳

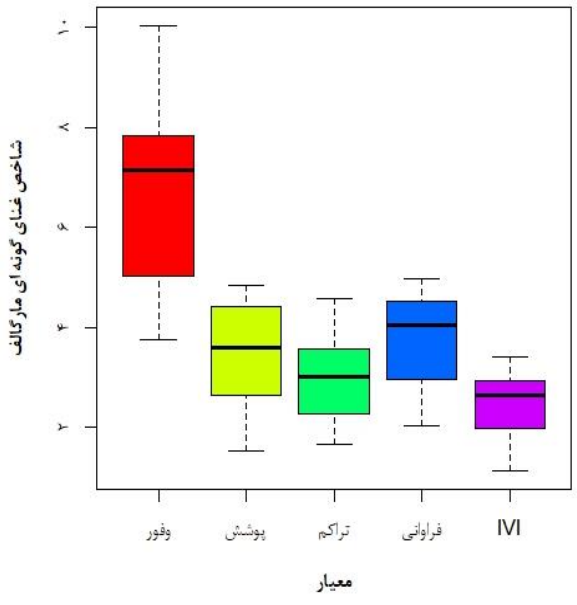
مقادیر پررنگ، کمترین خطای استاندارد میانگین (SEM)و ضریب تغییرات (CV) را دارند.

نتایج آزمون تحلیل واریانس نشـان می‌دهد که اثر معیارهای کمی پوشـش گیاهی به عنوان تیمار بر شـاخص‌های غنای مارگالف و غنای منهینیک به عنوان متغیر پاسخ معنی‌دار شد ($p \leq ۰/۰۱$ ، به ترتیب ۱۹/۱۵ و $F=۴۱/۲۵$)، اما بر تعداد گونه معنی‌دار نشد ($p \geq ۰/۰۵$ و $F=۰/۰۲$).

نمودار جعبه‌ای سه شاخص عددی غنای گونه‌ای نشان می‌دهد که برای محاسبه تعداد گونه (S)، کلیه معیارها تاثیر یکسانی داشته و تغییرات مشابهی دارند (شکل ۱). اما برای محاسبه شاخص‌های مارگالف و منهینیک، معیار IVI، کمترین تغییرات و معیار وفور گونه‌ای بیشترین تغییرات را دارد (شکل ۲). همچنین غنای محاسبه شده براساس معیار وفور گونه‌ای عدد بیشتری نسبت به سایر معیارها دارد.



شکل ۱. نمودار جعبه‌ای غنای گونه‌ای (S) محاسبه شده بر اساس معیارهای مختلف پوشش گیاهی، جعبه شامل میانه (خط افقی) و چارک‌های اول و سوم



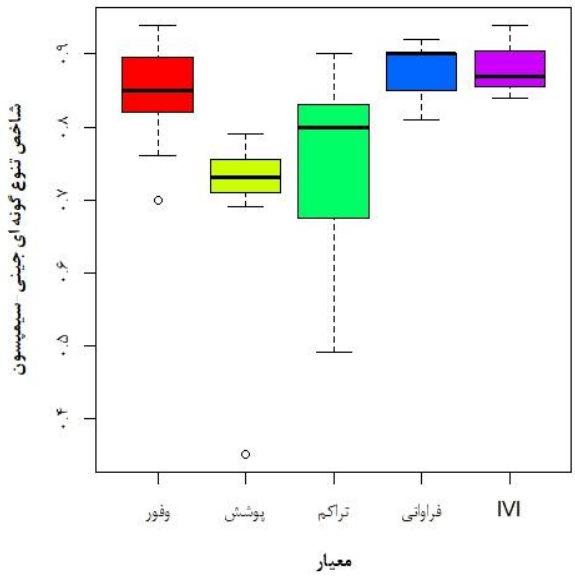
شکل ۲. نمودار جعبه‌ای غنای گونه‌ای مارگالف محاسبه شده بر اساس معیارهای مختلف پوشش گیاهی

نتایج آزمون تحلیل واریانس نشـان می‌دهد که اثر معیار محاسـبه شـاخص‌های عددی به عنوان تیمار بر کلیه شـاخص‌های ناهمگنی گونه‌ای (تنوع گونه‌ای) به عنوان متغیر پاسخ معنی‌دار شـد ($p \leq ۰/۰۱$). نمودار جعبه‌ای مربوط به شـاخص تنوع گونه‌ای جینی–سـیمپسـون (شکل ۳) نشان می‌دهد که مقدار شاخص محاسبه شده بر اساس معیارهای پوشش گیاهی، بجز معیار IVI، نرمال نیست، به طوری که یا دارای داده پرت هستند (وفور و پوشش)، یا دارای چولگی منفی (تراکم و فراوانی).

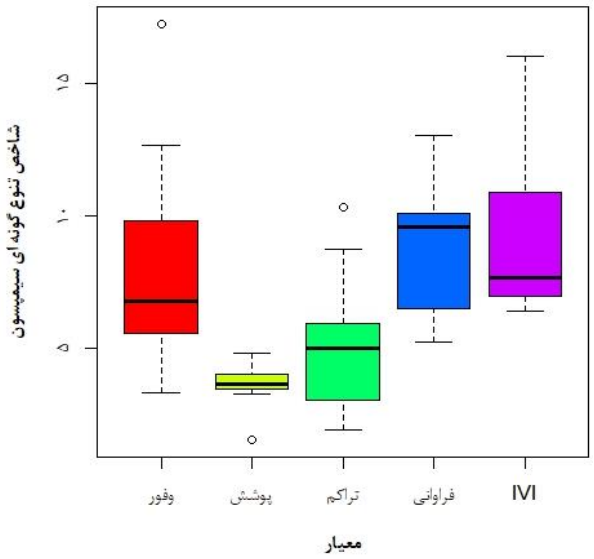
نمودار جعبه‌ای مربوط به شاخص تنوع گونه‌ای سیمپسون نشان می‌دهد که مقدار شاخص محاسبه شده بر اساس کلیه معیارهای پوشش گیاهی نرمال نیست، براساس وفور، پوشش و تراکم دارای داده پرت است و توزیع داده‌های شاخص سیمپسون براساس فراوانی و IVI متقارن نبوده و به ترتیب دارای چولگی منفی و مثبت هستند (شکل ۴).

مقدار شـاخص تنوع مکینتاش براسـاس تراکم و وفور، نرمال اسـت، اما براسـاس پوشـش، وفور و IVI متقارن نبوده و دارای داده پرت است (شکل ۵).

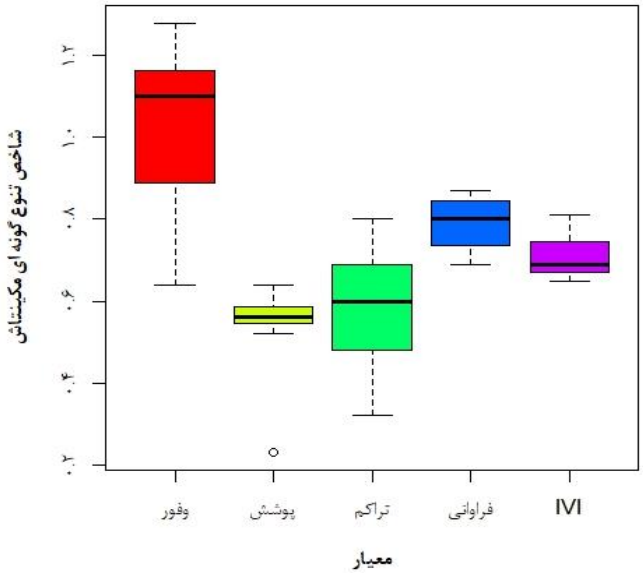
نتایج آزمون تحلیل واریانس نشـان می‌دهد که اثر معیار محاسـبه شـاخص‌های عددی به عنوان تیمار بر کلیه شـاخص‌های یکنواختی گونه‌ای به عنوان متغیر پاسخ معنی‌دار شد ($p \leq ۰/۰۱$). نمودار جعبه‌ای مربوط به شاخص یکنواختی گونه‌ای جینی سیمپسون نشان می‌دهد که مقدار شاخص محاسبه شده بر اساس معیارهای پوشش گیاهی، بجز معیار IVI، نرمال نیست. مقادیر شاخص یکنواختی سیمپسون براساس پوشش و فراوانی دارای داده پرت هستند (شکل ۶).



شکل ۳. نمودار جعبه‌ای تنوع گونه‌ای جینی–سیمپسون محاسبه شده بر اساس معیارهای مختلف پوشش گیاهی، دایره‌های تو خالی نشان‌دهنده داده پرت هستند.



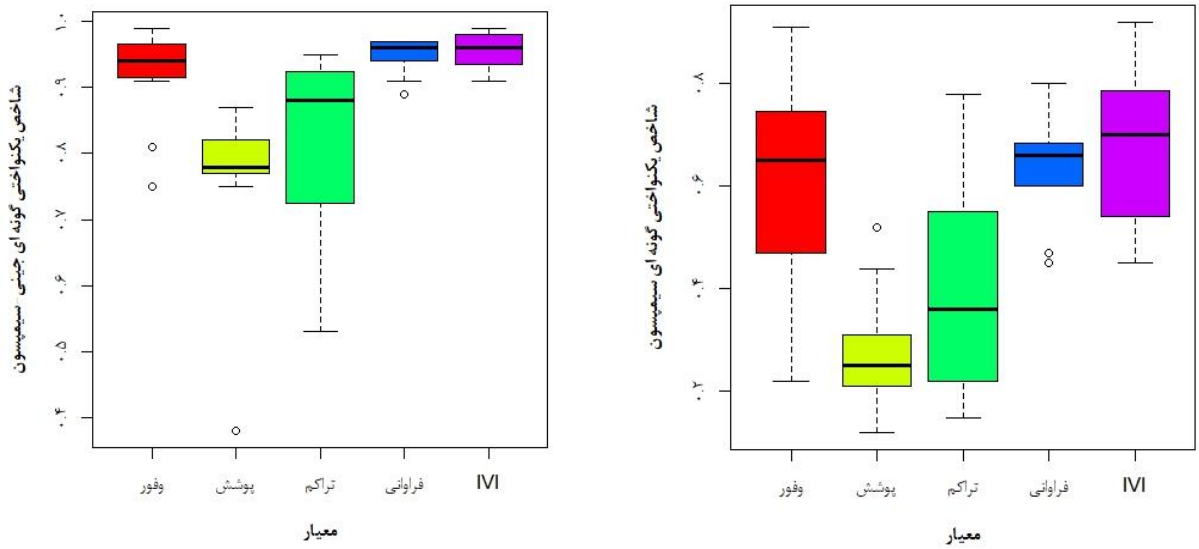
شکل ۴. نمودار جعبه‌ای تنوع گونه‌ای سیمپسون محاسبه شده بر اساس معیارهای مختلف پوشش گیاهی



شکل ۵. نمودار جعبه‌ای تنوع گونه‌ای مکینتاش محاسبه شده بر اساس معیارهای مختلف پوشش گیاهی

به منظور ارزیابی دقت شاخص‌های تنوع گیاهی براساس معیارهای مختلف پوشش گیاهی، از ضریب تغییرات (CV) و خطای استاندارد میانگین (SEM) استفاده شد. براین اساس، مقادیر شاخص‌های عددی محاسبه شده از داده‌های تراکم و فور، به ترتیب بیشترین ضریب تغییرات را دارند. کمترین ضریب تغییرات شاخص‌های غنای گونه‌ای مارگالف و منهینیک مربوط به معیار فراوانی است. کمترین ضریب تغییرات شاخص‌های تنوع جینی–سیمپسون، شانون و مکینتاش براساس معیار IVI است. تنها شاخصی که براساس درصد پوشش گیاهی،

کمترین ضریب تغییرات را دارد، شاخص تنوع سیمپسون است. مقدار محاسبه شده شاخص‌های یکنواختی سیمپسون، مکینتاش و هیپ، براساس فراوانی گونه‌ای دارای کمترین ضریب تغییرات هستند. در خصوص شاخص‌های یکنواختی جینی–سیمپسون، شانون و اسمیت–ویلسون، مقدار محاسبه شده براساس IVI دارای کمترین ضریب تغییرات است. خطای استاندارد میانگین (SEM) کلیه شاخص‌های تنوع و یکنواختی گونه‌ای (بجز سیمپسون) محاسبه شده براساس فراوانی و IVI مشابه یکدگیر هستند (جدول ۳). از این‌رو کلیه شاخص‌های محاسباتی براساس IVI و فراوانی از دقت بالاتری نسبت به وفور، تراکم و درصد پوشش برخودار هستند.



شکل ۶. نمودار جعبه‌ای شاخص های یکنواختی گونه‌ای محاسبه شده بر اساس معیارهای مختلف پوشش گیاهی

جدول ۳. ارزیابی دقت شاخص‌های تنوع گیاهی براساس معیارهای مختلف پوشش گیاهی، با استفاده از ضریب تغییرات (CV) و خطای استاندارد میانگین (SEM)

شاخص	وفور		پوشش		تراکم		فراوانی		IVI	
	CV	SEM	CV	SEM	CV	SEM	CV	SEM	CV	SEM
غنا (تعداد گونه)	۲۶/۸۸	۱/۱۱	۲۶/۸۳	۱/۱۴	۲۷/۵۶	۱/۱۶	۲۶/۸۸	۱/۱۱	۲۶/۸۸	۱/۱۱
غنای مارگالف	۳۰/۲۱	۰/۶۰	۳۱/۶۵	۰/۳۳	۳۲/۳۱	۰/۲۹	**۲۶/۶۰**	۰/۳۰	۲۸/۹۹	۰/۲۱
غنای منهینیک	۲۸/۸۶	۰/۴۵	۳۲/۹۴	۰/۲۱	۳۵/۷۸	۰/۱۷	**۲۳/۵۵**	۰/۱۸	۲۶/۶۱	۰/۰۸
تنوع جینی–سیمپسون	۸/۳۴	۰/۰۲	۱۷/۲۲	۰/۰۴	۱۶/۸۳	۰/۰۴	۴/۵۶	۰/۰۱	**۳/۸۲**	۰/۰۱
تنوع سیمپسون	۵۱/۲۴	۱/۲۴	**۲۳/۲۸**	۰/۲۶	۵۱/۰۹	۰/۷۹	۲۹/۹۱	۰/۷۸	۳۴/۷۲	۰/۹۶
تنوع شانون	۱۶/۱۲	۰/۱۱	۱۸/۲۷	۰/۰۹	۲۲/۳۴	۰/۱۳	۱۳/۳۶	۰/۰۹	**۱۲/۲۶**	۰/۰۹
تنوع مکینتاش	۲۱/۱۸	۰/۰۶	۲۰/۲۵	۰/۰۳	۲۵/۶۳	۰/۰۵	۸/۱۷	۰/۰۲	**۷/۵۱**	۰/۰۲
یکنواختی جینی–سیمپسون	۸/۰۴	۰/۰۲	۱۷/۳۱	۰/۰۴	۱۷/۲۰	۰/۰۴	**۲/۸۵**	۰/۰۱	**۲/۸۵**	۰/۰۱
یکنواختی سیمپسون	۳۶/۶۹	۰/۰۷	۴۰/۷۹	۰/۰۳	۵۲/۵۱	۰/۰۶	**۱۶/۵۶**	۰/۰۳	۲۲/۶۸	۰/۰۵
یکنواختی شانون	۱۰/۲۶	۰/۰۳	۱۸/۲۵	۰/۰۳	۲۰/۹۸	۰/۰۵	۴/۸۲	۰/۰۱	**۴/۳۸**	۰/۰۱
یکنواختی مکینتاش	۱۳/۵۴	۰/۰۳	۲۱/۰۷	۰/۰۴	۲۴/۸۴	۰/۰۵	**۵/۱۶**	۰/۰۱	۵/۳۰	۰/۰۱
یکنواختی هیپ	۲۳/۹۸	۰/۰۵	۳۶/۸۶	۰/۰۴	۴۴/۱۱	۰/۰۶	**۱۱/۳۶**	۰/۰۳	۱۲/۲۰	۰/۰۳
یکنواختی اسمیت–ویلسون	۱۷/۶۴	۰/۰۴	۱۸/۸۴	۰/۰۲	۳۰/۵۲	۰/۰۴	۱۰/۸۵	۰/۰۲	**۹/۵۳**	۰/۰۲

مقادیر پررنگ، کمترین خطای استاندارد میانگین (SEM)و ضریب تغییرات (CV) را دارند.

۴. بحث و نتیجه گیری

در پژوهش حاضر تمامی معیارهای لازم برای محاسبه شاخص‌های عددی تنوع زیستی (بجز زیست‌توده) همچون درصد پوشش گیاهی، تراکم، فراوانی و وفور گونه‌ای و ترکیب نسبی آن‌ها (در قالب شاخص ارزش اهمیت گونه‌ای یا IVI) بررسی شد. از آنجایی که تعداد این معیارها و روابط (فرمول) آنها متعدد هستند، اندازه‌گیری دقت آنها یکی از اهداف این پژوهش بود. در این حین، دو پرسش اساسی مطرح شد:

پرسش ۱: کدام رابطه یا فرمول برای محاسبه ارزش اهمیت گونه‌ای از دقت بالاتری برخوردار است؟

در مطالعات جامعه شناسی گیاهی، ارزش اهمیت نسبی، به عنوان معیاری برای تعیین گونه غالب در تیپ‌های گیاهی است (Atchadé et al., 2023; Yan et al., 2023). حال آنکه در مطالعات پایش و ارزیابی مراتع، گونه غالب گونه‌ای است که بیشترین درصد پوشش گیاهی را داشته باشد (ارزانی، ۲۰۰۹). برای درک میزان دقت IVI و درصد پوشش تاجی به عنوان معیاری برای غلبه گونه‌ای، ضریب تغییرات سه گونه غالب منطقه مورد مطالعه محاسبه شد. نتایج نشان داد که شاخص IVI1 یا همان غلبه گونه‌ای (درصد تاج پوشش) بیشترین ضریب تغییرات و شاخص IVI3 (وفور نسبی+فراوانی نسبی) کمترین ضریب تغییرات را برای هر سه گونه دارد. بنابراین بیشترین دقت مربوط به ترکیب وفور نسبی و فراوانی نسبی بود. رابطه متداول در منابع علمی (وفور نسبی+فراوانی نسبی + تراکم نسبی+ غلبه نسبی) از لحاظ دقت در رتبه دوم قرار دارد. کمترین میزان دقت مربوط به غلبه گونه‌ای (درصد تاج پوشش) بود. این نشان می‌دهد که در مراتع منطقه مورد مطالعه که از نوع مراتع مناطق خشک و بیابانی هستند، تغییرات درصد پوشش گیاهی به مراتب نسبت به فراوانی و وفور گونه‌ای بیشتر است.

در پژوهش حاضر، مقایسه مقدار IVI مطرح نبود، چون بسته به تعداد معیار محاسباتی (۱، ۲، ۳ و ۴)، حداکثر تا ۱۰۰، ۲۰۰، ۳۰۰ و ۴۰۰ تغییر می‌کند. البته در برخی از منابع علمی، عدد محاسباتی بر تعداد معیار نیز تقسیم شده است (مثلا ۳/فراوانی نسبی + تراکم نسبی+ غلبه نسبی) که در پژوهش حاضر، اعمال نشد.

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که مقادیر کلیه معیارهای پوشش گیاهی نرمال نیستند. اگر چه حجم نمونه بیشتر از ۳۰ عدد بود، باز هم به دلیل وجود داده پرت یا احتمالا تبعیت از توزیع های ویبول (Ulrich et al., 2022) یا لوگ نرمال (Callaghan et al., 2023)، داده‌های پوشش گیاهی نرمال نیستند. نتایج رستم پور و افتخاری (۲۰۲۳) نشان داد که داده‌های تراکم، فراوانی و وفور گونه‌ای به ندرت از توزیع نرمال تبعیت می‌کنند. حتی پس از تبدیل داده‌ها نیز نرمال بودن آن‌ها رد شد. از آنجایی که از همین معیارها برای محاسبه شاخص‌های عددی تنوع زیستی استفاده می‌شود، بدین دلیل مگوران (۲۰۰۴)، اجتهادی و همکاران (۲۰۰۹) این شاخص‌ها را نیز ناپارامتریک می‌دانند.

اندازه‌گیری هر کدام از این معیارها دارای مزیت‌ها یا محدودیت‌هایی است. اگر چه پوشش تاجی یکی از متداول ترین خصوصیاتی است که در نمونه‌برداری از پوشش گیاهی اندازه‌گیری می‌شود، اما از آنجایی که پوشش شاخ و برگ با تغییرات فصلی ناشی از نوسانات اقلیمی (Bonham, 2013) و چرای دام (ارزانی و عابدی، ۲۰۱۵) نوسان پیدا می‌کند، اندازه‌گیری سطح یقه (چون در طول یک فصل نسبتا ثابت است) قابل اطمینان‌تر از پوشش تاجی است. عیب دیگر معیار درصد پوشش این است که در تخمین نظری پوشش، چون برآوردها با چشم انجام می‌شود، لذا یادداشت‌برداری تا اندازه‌ای با اشتباه همراه خواهد بود. فرد نمونه‌بردار، گیاهانی را که در مرحله گلدهی هستند یا نمود بیشتری دارند و یا حتی آن گیاهان را بیشتر می‌شناسد، بیش از حد معمول برآورد می‌کند در حالی که سایر گونه‌ها کمتر از حد برآورد خواهد شد (Kent, 2012). در عین حالی که معیار تراکم از ساده‌ترین و قابل فهم‌ترین معیارهای پوشش گیاهی است، اما در بدست آوردن برآورد دقیقی از تراکم معمولا با مشکلات متعددی مواجه هستیم. این مشکلات ناشی از پایه‌های متعدد گیاهان، اندازه و شکل پلات و اثر حاشیه‌ای مرتبط با آن است (Bonham, 2013). اندازه‌گیری تراکم کلا متکی به اندازه پلات است که بایستی در سرتاسر نمونه‌برداری ثابت نگه داشته شود، زیرا تعداد افراد شمارش شده تابعی از اندازه پلات است (Kent, 2012)، حال آنکه توصیه می‌شود، در هر تیپ

گیاهی، بسته به فرم رویشی غالب، اندازه پلات می‌بایست متغیر باشد.

دشواری تشخیص پایه‌های مستقل گراس‌های کپه‌ای یا گیاهان ریزوم‌دار و صرف زمان زیاد برای شمارش پایه‌های گیاهی، از دیگر مشکلات مرتبط با اندازه‌گیری تراکم هستند، که دقت و صحت نمونه‌برداری را زیر سوال می‌برد (مقدم، ۲۰۰۸). همانطور که پوشش گیاهی تحت تاثیر نوسانات اقلیمی قرار دارد، تراکم گیاهان یکساله نیز رابطه مستقیمی با بارندگی سالیانه دارد و نوسانات آن در سال‌های مختلف شدید است. تغییرات زیاد تراکم این گونه‌ها سبب عدم کارایی معیار تراکم در این رویشگاه‌ها می‌شود، از این‌رو، تراکم معیار مناسبی برای بیان غالبیت رویشگاه نیست (ارزانی و عابدی، ۲۰۱۵).

فراوانی گونه‌ای (تکرار یا بسامد)، یک ویژگی عینی است و به سادگی و سهولت تعیین می‌شود و نیازی به شناسایی دقیق پایه‌های گیاهی همانند تراکم نیست و زمان کمی صرف نمونه‌برداری می‌شود (ارزانی و عابدی، ۲۰۱۵). علی‌رغم اندازه‌گیری سریع و آسان فراوانی، معایب آن از اهمیتش به شدت کاسته است (مقدم، ۲۰۱۲). فراوانی گونه‌های گیاهی تحت تاثیر تراکم و الگوی پراکنش گیاه قرار دارد، از این‌رو برای محاسبه آن از اندازه و شکل ثابتی در کل مراحل نمونه‌برداری می‌بایست استفاده شود. که معمولا در جوامع گیاهی ناهمگن، انتخاب اندازه و تعداد پلات ثابت صحیح نخواهد بود. این تغییر در اندازه پلات و الگوی پراکنش گیاهان باعث می‌شود که از معیار فراوانی، ارقام متناقضی حاصل شود (مقدم، ۲۰۰۸). با این وجود، ارزانی و عابدی (۲۰۱۵) بیان می‌کنند که منابع خطا در اندازه‌گیری فراوانی، نسبت به سایر ویژگی‌ها کمتر است و عمده خطاها، خطاهای غیرنمونه‌برداری است. خطاهای ناشی از اثر حاشیه، شناسایی اشتباه گونه‌ها و یا در تشخیص داخل و خارج از پلات بودن گونه‌ها، مهمترین خطاهای این ویژگی هستند که از طریق آموزش و تعیین دستورالعمل دقیق میدانی می‌توان این خطاها را حذف نمود.

اندازه‌گیری وفور گونه‌ای نیز مشابه اندازه‌گیری معیار پوشش تاجی، یک موضوع سلیقه‌ای است. به طوری که از یک محقق به محقق دیگر و از یک منطقه با منطقه دیگر متفاوت است. حتی ممکن است برخی از گونه‌های گیاهی به علت داشتن فرم و رنگ خاص، جذابیت ظاهری یا آشنا بودن برای محقق، بیشتر تخمین‌زده شود (Bonham, 2013). درباره روش‌های شمارشی (تراکم و فور) یک ایراد اساسی وجود دارد و آن این است که کلیه این روش‌ها از اریبی منفی رنج می‌برند. اعداد شمارش شده همواره کمتر یا مساوی اندازه واقعی جمعیت هستند، بنابراین برآورد صحت این روش‌ها با مشکل مواجه می‌شود (Krebs, 2014).

با علم به محدودیت‌های معیارهای فوق، ترکیبی نسبی وفور و فراوانی (یعنی IVI) نسبت به کاربرد تک تک معیارها از دقت بالاتری برخوردار است و می‌تواند بجای داده‌های خام یا درصد پوشش، تولید، و... به عنوان ورودی نرم افزارهای اندازه‌گیری تنوع زیستی استفاده شود.

پرسش ۲: کدام معیار پوشش گیاهی برای ارزیابی تنوع زیستی دارای دقت کافی است؟

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که مقدار عددی شاخص‌های تنوع براساس معیارهای مختلف، متفاوت بوده، به طوری که مقدار محاسبه شده براساس پوشش، کمترین و بر اساس وفور و فراوانی گونه‌ای، بیشترین بود. فقط غنای گونه‌ای (تعداد گونه) تحت تاثیر معیار اندازه‌گیری قرار نداشت. عموما شاخص‌های تنوع در بسته‌های آماری و اکولوژیکی محیط R بر اساس تعداد پایه محاسبه می‌شود، اما در بسته adiv، امکان محاسبه بر اساس حضور و عدم حضور نیز وجود دارد پاوین (۲۰۲۰) نیز اذعان کرد که اگر داده‌ها فقط به صورت حضور و عدم حضور (۰/۱) باشند تنها غنای گونه‌ای به درستی محاسبه می‌شود.

در پژوهش حاضر، از بین معیارهای رایج برای اندازه‌گیری تنوع زیستی، از زیست توده (بیوماس) یا تولید استفاده نشد. برآورد تولید، زمان‌بر، هزینه‌بردار و مخرب است و وقتی بتوان با شمارش تراکم، احتمال اینکه دو فرد به طور تصادفی انتخاب شده به گونه‌های مختلف تعلق دارند (یعنی شاخص تنوع سیمپسون) را محاسبه کرد، چه ضرورتی دارد که وزن توده زنده گیاه یا تولید سرپای آن اندازه‌گیری شود. شاخص شانون (H') که براساس نظریه اطلاعات در مهندسی برق مخابرات مطرح شد و در اکولوژی نیز مفهوم آنتروپی به خود گرفت (Kitikidou et al., 2024)، رویکرد تئوری اطلاعات را برای پیش‌بینی اینکه فرد جمع‌آوری‌شده بعدی متعلق به کدام گونه است، اعمال

می‌کند. هر چه تنوع گونه‌ای جامعه‌ای بیشتر باشد، عدم قطعیت در پیش بینی فرد بعدی بیشتر است (Cui et al., 2022). حال اینکه چقدر عدد محاسبه شده شاخص‌های عددی بیانگر میزان تنوع زیستی (اکوسیستمی، گونه‌ای و ژنتیکی) باشد، خود سوال دیگریست. هیچ شاخص واحدی وجود ندارد که به‌اندازه کافی این مفهوم را خلاصه کند (Morris et al., 2014).

پاسخ به سوال مطرح شده مبنی بر اینکه کدام معیار برای محاسبه شاخص تنوع زیستی، مطلوب است، تا حدی به سؤالی که پرسیده می‌شود بستگی دارد، و مانند تمام سؤالات اکولوژیک، باید با این سؤال شروع شود که مشکل چیست و چه فرضیه‌هایی را می‌خواهیم آزمایش کنیم. کربس (۲۰۱۴) اشاره می‌کند که تعداد پایه، توسط بوم‌شناسان جانوری در بسیاری از موارد به عنوان معیار اهمیت گونه‌ای استفاده می‌شود، بوم‌شناسان گیاهی از معیارهای زیست‌توده یا پوشش گیاهی ممکن است استفاده کنند، لیمونولوژیست‌ها ممکن است از بهره‌وری استفاده کنند. مگوران (۲۰۱۳) تراکم را برای بوم شناسان گیاهی مناسب می‌داند.

در حوزه اکولوژی اگرچه در پژوهش‌های زیادی رابطه بین تنوع و بیوماس تایید شده است (Mashiane et al., 2023; Shu et al., 2022; Vargas-Larreta at al., 2021; Sonkoly et al., 2019; Sanaei et al., 2018)، اما بیوماس بالا، لزوما نشان دهنده تنوع بالا نیست. دلیل بر این ادعا: در جنگل متراکم در منطقه مرطوب، پوشش تاجی مانع رسیدن نور به کف جنگل می‌شود و منجر به کاهش تنوع گونه‌ای زیراشکوب می‌گردد (Liu et al., 2024; Huang et al., 2023; Cui et al., 2022)، حال آنکه در مرتع مشجر در مناطق خشک و بیابانی، بوته‌ها و درختچه‌های پراکنده به عنوان پرستار عمل کرده (محمدآبادی و همکاران، ۲۰۱۹) و با تغییر میکروکلیمای زیر اشکوب خود به بهبود تنوع زیستی کمک می‌کنند (Jafari et al., 2018).

مثال‌های فوق نشان داد که شاخص‌های تنوع زیستی بالا، بیانگر مطلوبیت وضعیت مرتع برای مدیر نیستند. مرتع قرق با گونه‌های کلاس I، دارویی و صنعتی و مرتع تحت چرا با گونه‌های کلاس III، سمی و مهاجم، تفاوتی از لحاظ تنوع نداشتند. این نشان می‌دهد که معیار ما برای محاسبه شاخص‌های تنوع صحیح نبوده. رستم‌پور (۲۰۲۳) در همین منطقه مورد مطالعه، ارتباطی بین شاخص‌های تنوع زیستی و کلاس‌های وضعیت مرتع مشاهده نکرد. به نظر می‌رسد در مدیریت مرتع، ترکیب گیاهی، مهمتر از بیوماس، تراکم، پوشش و... باشد. چرا که در مرتع تخریب شده تحت چرا ممکن است تمامی معیارها برای گونه‌های سمی، مهاجم و غیرخوشخوراک اندازه‌گیری شده باشد و قابل مقایسه با مرتع قرق با گیاهان کلاس I نباشد. بنابراین تعریف مرتع درجه ۱ در قوانین (مرتع با درصد پوشش بالای ۵۰ درصد) بدون درنظر گرفتن ترکیب گیاهی، صحیح به نظر نمی‌رسد.

از آنجایی کلیه شاخص‌های تنوع زیستی محاسبه شده براساس IVI از دقت بالاتری برخودار بودند، در نهایت توصیه می‌شود در ارزیابی تنوع زیستی مراتع منطقه مورد مطالعه و مناطق با شرایط مشابه، بجای استفاده از تراکم، درصد پوشش و تولید، از معیار IVI استفاده شود.

References

Anand, A., Malhi, R. K. M., Srivastava, P. K., Singh, P., Mudaliar, A. N., Petropoulos, G. P., & Kiran, G. S. (2022). Optimal band characterization in reformation of hyperspectral indices for species diversity estimation. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 126(Complete). https://doi.org/10.1016/j.pce.2021.103040

Arzani, H. & Abedi, M. (2015). *Rangeland Assessment Survey and Monitoring*. Tehran: University of Tehran Press. (In Persian).

Arzani, H. (2009). Rangeland Assessment in Different climate areas –Iran. Tehran: Research Institute of forests and Rangelands of Iran, 200 p. (In Persian).

Atchadé, A.J., Kanda, M., Folega, F., Yédomonhan, H., Dourma, M., Wala, K., Akpagana, K. (2023). Trees Diversity and Species with High Ecological Importance for a Resilient Urban Area: Evidence from Cotonou City (West Africa). *Climate 11*(9), 182. https://doi.org/10.3390/cli11090182

Behera, M.C., Sahoo, U.K., Mohanty, T.L., Prus, P., Smuleac, L., & Pascalau, R. (2023). Species Composition and Diversity of Plants along Human-Induced Disturbances in Tropical Moist Sal Forests of Eastern Ghats, India. *Forests 14*(10), 1931. https://doi.org/10.3390/f14101931

Bonham, C. D. (2013). *Measurements for terrestrial vegetation*, New York: John Wiley and Sons.

Callaghan, C.T., L. Borda-de-Água, R. van Klink & et al. (2023). Unveiling global species abundance distributions. *Nature Ecology & Evolution 7*, 1600–1609. https://doi.org/10.1038/s41559-023-02173-y

Chiarucci, A., Wilson, J. B., Anderson, B. J., & De Dominicis, V. (1999). Cover versus Biomass as an Estimate of Species Abundance: Does It Make a Difference to the Conclusions? *Journal of Vegetation Science, 10*(1), 35–42. https://doi.org/10.2307/3237158

Cui, R., Qi, S., Wu, B., Zhang, D., Zhang, L., Zhou, P., Ma, N., & Huang, X. (2022). The Influence of Stand Structure on Understory Herbaceous Plants Species Diversity of *Platycladus orientalis* Plantations in Beijing, China. *Forests 13*(11), 1921. https://doi.org/10.3390/f13111921

Ejtehadi, H., Sepehri A. & Akefi, H. R. (2009). *Methods of measuring biodiversity*. Mashhad: Ferdowsi University of Mashhad Publications. (In Persian).

Farriols, M.T., Ordines, F., & Massutí, E. (2021). N90, a Diversity Index Sensitive to Variations in Beta Diversity Components. *Diversity 13*(10), 489. https://doi.org/10.3390/d13100489

Gonzalez, A., Chase, J. M., & O'Connor, M. I. (2023). A framework for the detection and attribution of biodiversity change. Philosophical transactions of the Royal Society of London. *Series B, Biological sciences, 378*(1881), 20220182. https://doi.org/10.1098/rstb.2022.0182

Huang, C., Fu, S., Tong, Y., Ma, X., Yuan, F., Ma, Y., Feng, C., & Liu, H. (2023). Impacts of Forest Management on the Biodiversity and Sustainability of Carya dabieshanensis Forests. *Forests 14*, 1331. https://doi.org/10.3390/f14071331

Jafari, M., Tavili, A., Panahi, F., Zandi Esfahan, E., & Ghorbani, M. (2018). Characteristics of Arid and Desert Ecosystems. In: *Reclamation of Arid Lands*. Environmental Science and Engineering. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-54828-9_2

Jamil, A., Zubair, M., Manzoor, S.A., Wali Muhammad, M., Yasin, G., Ur Rahman, S., Alzain, M.N., Alqarawi, A.A., & Abd_Allah, E.F. (2022). Impact of Human Settlements on Diversity of Range Vegetation. *Sustainability 14*(1), 519. https://doi.org/10.3390/su14010519

Kenney, A., & Krebs, C. (2019). Ecological methodology program package, Version 7.4. Benjamin/Cummings, the University of California: Riverside, CA, USA.

Kent, M. (2012). *Vegetation Description and Data Analysis: A Practical Approach*, 2nd Edition. New Jersey: Wiley-Blackwell.

Kitikidou, K., Milios, E., Stampoulidis, A., Pipinis, E., & Radoglou, K. (2024). Using Biodiversity Indices Effectively: Considerations for Forest Management. *Ecologies 5*(1), 42-51. https://doi.org/10.3390/ecologies5010003

Krebs, C. J. (2014). *Ecological Methodology*, 3rd edition. Boston: Addison-Wesley Educational Publishers, Inc.

Lee, H. (2023). *Foundations of Applied Statistical Methods*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-42296-6_10

Liu, Y., Huang, Y., Wang, Y., Wang, C., Xiao, Z., Shen, S., Zeng, J., & Deng, C. (2024). Characteristics and Species Diversity of Semi-Natural Plant Communities on Langqi Island. *Biology 13*(1),11. https://doi.org/10.3390/biology13010011

Magurran, A. E. (2013). *Measuring biological diversity*. New York: John Wiley & Sons.

Mashiane, K. K., Ramoelo A., Adelabu, S., & Daemane, E. (2023). Estimating mountainous plant species richness and diversity for monitoring global change in a protected grassland park. *African Journal of Ecology 61*(3), 636-644. https://doi.org/10.1111/aje.13152

Mesdaghi, M. (2014). *Plant ecology*. Mashhad: Jahad Daneshgahi Mashhad Press. (In Persian).

Moghadam, M. (2012). *Rangeland and Range Management*. Tehran: University of Tehran Press. (In Persian).

Moghaddam M. R. (2008). *Quantitative Plant Ecology*. Tehran: University of Tehran Press. (In Persian).

Mohammadabadi F, Farzam M, & Ejtehadi H. (2019). Facilitation Effects of the Rangeland Shrubs *Astragalus chrysostachys* Boiss and *Artemisia kopetdaghensis* (Poljakov) Y.R.Ling on the Species Diversity, Along a Gradient of Livestock Grazing. *Iranian Journal of Applied Ecology 8* (2) ,17-29. (In Persian).

Morris, E. K., Caruso, T., Buscot, F., Fischer, M., Hancock, C., Maier, T. S., Meiners, T., Müller, C., Obermaier, E., Prati, D., Socher, S. A., Sonnemann, I., Wäschke, N., Wubet, T., Wurst, S., & Rillig, M. C. (2014). Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and evolution 4*(18), 3514–3524. https://doi.org/10.1002/ece3.1155

Moshgani, M., & Rostampour, M., (2019). The survey of population dynamics of wild sheep in Darmian and Sarbisheh Protected Area and wild got in Shaskouh Protected Area, South Khorasan. Final report. Environmental Protection Agency of South Khorasan (In Persian).

Pavoine, S. (2020). _adiv: Analysis of Diversity_. R package version 2.0.1, <URL: https://CRAN.R-project.org/package=adiv>.

R Core Team, (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Rostampour, M. (2023). Comparison of vegetation, production and species diversity in different range condition classes (Case study: Darmian-Sarabisheh Protected Area). *Iranian Journal of Range and Desert Research*, *30*(3), 409-423. doi: 10.22092/ijrdr.2023.130621. (In Persian).

Rostampour, M., & Eftekhari, A.R. (2023). Determining the sample size required to compare vegetation and soil characteristics in two independent groups using effect size in steppe rangelands of South Khorasan. *Journal of Rangeland 16*(4), 712-728. (In Persian).

Roswell, M., Dushoff, J., & Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos 130*, 321-338.

Sanaei, A., Ali, A., & Chahouki, M. A. Z. (2018). The positive relationships between plant coverage, species richness, and aboveground biomass are ubiquitous across plant growth forms in semi-steppe rangelands. *Journal of environmental management, 205*, 308–318. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.079

Shu, K., Gao, X., Qian, D., Zhao, L., Li, Q., & Dai, L. (2022). Relationship between Biomass and Biodiversity of Degraded Grassland in the Sanjiangyuan Region of Qinghai–Tibet Plateau. *Diversity 14*, 1002. https://doi.org/10.3390/d14111002

Sonkoly, J., Kelemen, A., Valkó, O., Deák, B., Kiss, R., Tóth, K., Miglécz, T., Tóthmérész, B., & Török, P. (2019). Both mass ratio effects and community diversity drive biomass production in a grassland experiment. *Scientific Reports 9*, 1848. 10.1038/s41598-018-37190-6

Tan, X., Shan, Y., Wang, L., Yao, Y., & Jing, Z. (2023). Density vs. Cover: Which Is the Better Choice as the Proxy for Plant Community Species Diversity Estimated by Spectral Indexes? *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 121*, 103370.

Ulrich, W., T. J., Matthews, I. Biurrun, & et al., (2022). Environmental drivers and spatial scaling of species abundance distributions in Palaearctic grassland vegetation. *Ecology 103*(8), e3725. https://doi.org/10.1002/ecy.3725

Vargas-Larreta, B., López-Martínez, J. O., González, E. J., Corral-RivasJosé, J., & Hernández, F. J. (2021). Assessing above-ground biomass-functional diversity relationships in temperate forests in northern Mexico. *Forest Ecosystems 8*(1), 8. 10.1186/s40663-021-00282-3

Wang, Y., Hu, H., Feng, L., Chen, J., Zhong, J., Seah, R.W.X., & Ding, G. (2023). Spatial Patterns of Species Diversity of Amphibians in a Nature Reserve in Eastern China. *Biology 12*(3), 461. https://doi.org/10.3390/biology12030461

Yan, P., Lu, X., Li, W., Zhang, J., Li, P., Li, Y., Wang, K., & Ding, S. (2023). Seasonal Variations in Plant Species Diversity and Phylogenetic Diversity in Abandoned Farmland of China's Huang–Huai Plain. *Diversity 15*(8), 922. https://doi.org/10.3390/d15080922

Zhu, H.L., Huang, Y.W., Li, Y.C., Yu, F., Zhang, G.Y., Fan, L.L., Zhou, J.H., Li, Z.H., & Yuan, M. (2022). Predicting plant diversity in beach wetland downstream of Xiaolangdi reservoir with UAV and satellite multispectral images. *Science of the Total Environment* 819. 153059. https://doi.org/ 10.1016/j.scitotenv.2022.153059.