

Investigating the Effect of Animal Grazing Management on Composition and Spatial Diversity Indices (Case Study: Broujen Rangelands, Charmahal and Bakhtiari)

Reza Omidipour^{1*}, Pejman Tahmasebi², Ataollah Ebrahimi² and Mohabat Nadaf³

1- Ph.D. Graduate, Department of Rangeland Sciences, Faculty of Natural Resources and Earth Sciences, Shahrekord University, Shahrekord, Iran

2- Associate Professor, Department of Rangeland and Watershed Management, Faculty of Natural Resources and Earth Sciences, Shahrekord University, Shahrekord, Iran

3- Assistant Professor, Department of Biology, Payame Noor University, Tehran, Iran

*Corresponding author: R.omidipour@stu.sku.ac.ir

(Received: 26 October 2021

Revise: 12 November 2021

Accepted: 13 November 2021)

Extended Abstract

Introduction: Vegetation is one of the main foundations in watersheds and its proper and principled management has an important role in watershed management. Considering the effects of livestock grazing on vegetation and choosing the appropriate livestock grazing intensity are among the main manifestations in integrated watersheds management. Therefore, without knowledge of livestock grazing effects on biodiversity, sustainable management of watersheds is not possible. So, it is so important to be aware of changes in plant diversity and composition under natural disturbances such as livestock grazing for optimal ecosystem management.

Materials and Methods: This study aimed to investigate the effect of different livestock grazing intensities (low, medium and high) on spatial diversity indices (alpha, beta, gamma), beta diversity components including turnover and nestedness, and plant composition in Broujen rangelands in Chaharmahal and Bakhtiari province (mid-June 2017). Sampling was performed based on a random-systematic sampling design using 60 plots of 2 × 2 m in three representative areas in three livestock grazing intensities at the peak season of plant growth. Livestock grazing intensity was determined based on distance from watering points (Omidipour *et al.*, 2021). In this method, the areas near the watering points (distance less than 200 meters) as severe grazing (high grazing intensity) area, the area with a distance of 200 to 800 meters from the watering points as the medium grazing intensity and the area with a distance of more than 800 meters from the watering points was selected as a low-intensity area (Zhao *et al.*, 2007). Calculation of diversity indices was done in "vegan" statistical packages (Oksanen *et al.*, 2018) and partitioning of beta diversity into their components (turnover vs. nestedness) was performed using "betapart" statistical package in R software (Baselga & Orme, 2012). The effect of livestock grazing on the alpha, beta and gamma diversity indices as well as turnover and nestedness component of beta diversity were investigated based on one-way analysis of variance (ANOVA) and their mean comparison using Duncan's test. To evaluate the effect of livestock grazing on the plant structure and composition of the studied communities, the non-metric multidimensional scaling test (NMDS) was used in the "vegan" statistical package in R software (Oksanen *et al.*, 2018).

Results: The results indicated that all diversity indices (alpha, beta and gamma) were significantly affected by grazing intensity so increasing the livestock grazing intensity causes a significant reduction ($P < 0.01$) of alpha, beta and gamma diversity indices. The highest values of alpha, beta and gamma diversity were 11.77, 7.22 and 19 in low grazing intensity and 3.44, 3.55 and 7 in the region with high grazing intensity, respectively. Partitioning of beta diversity into their component showed that the turnover has a greater role than the nestedness component in deriving beta diversity. The results also showed that increasing the livestock grazing intensity will significantly increase the turnover, which indicates the removal and replacement of plant species while increasing livestock grazing did not have a significant effect on the nestedness component of beta diversity. Finally, the results of the NMDS test showed that different livestock grazing intensities caused a significant difference in the studied communities' composition so the three grazing areas in the direction of the first axis were separable from each other.

Discussion and Conclusion: The results of this study showed that livestock grazing is one of the main factors affecting plant diversity and composition. It is one of the most important factors in rangeland dynamics that has a negative effect on diversity by increasing the livestock grazing intensity. Light and medium grazing create empty spaces (gaps) where other annual plant species can establish. Livestock grazing can increase the number of species in the area by reducing inter- and intraspecific competition between plants at low intensities. Also, the higher amount of turnover in high grazing intensity indicates livestock grazing effect on removal and replacement of most plants under this grazing intensity. Therefore, using light grazing intensity can be used as a suitable management tool to preserve and improve biodiversity.

Keywords: Biodiversity, β -diversity, Ecosystem Management, Grazing Gradient, Species Replacement.

Citation: Omidipour, R., Tahmasebi, P., Ebrahimi, A. & Nadaf, M. (2021). Investigating the effect of animal grazing management on composition and spatial diversity indices (Case study: Broujen rangelands, Charmahal and Bakhtiari). *Integrated Watershed Management*, 1(1), 63-79. doi: 10.22034/iwm.2021.247943

Copyrights:

Copyright for this article is retained by the author(s), with publication rights granted to Integrated Watershed Management. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0>).



بررسی تأثیر مدیریت چرای دام بر ترکیب و شاخص‌های مکانی تنوع گونه‌ای (مطالعه موردی: مراتع شهرستان بروجن، چهارمحال و بختیاری)

رضا امیدپور^{۱*}، پژمان طهماسبی^۲، عطاالله ابراهیمی^۲ و محبت نداف^۳

- ۱- دکتری علوم مرتع، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران
 ۲- دانشیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران
 ۳- استادیار گروه زیست‌شناسی، دانشگاه پیام نور، تهران، ایران
 *نویسنده مسئول: R.omidipour@stu.sku.ac.ir

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۸/۲۲

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۰۸/۲۱

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۸/۰۴

چکیده

مدیریت چرای دام یکی از نمودهای اصلی مدیریت جامع حوزه‌های آبخیز بوده به طوری که بدون آگاهی از اثرات چرای دام بر تنوع زیستی، مدیریت یابدار حوزه‌های آبخیز میسر نمی‌باشد. به همین دلیل آگاهی از تغییرات تنوع و ترکیب گیاهی تحت آشفتگی‌های طبیعی از قبیل چرای دام برای مدیریت بهینه اکوسیستم از اهمیت بالایی برخوردار است. تحقیق حاضر با هدف بررسی تأثیر شدت‌های مختلف چرای دام (کم، متوسط و زیاد) بر مؤلفه‌های مکانی تنوع زیستی (آلفا، بتا و گاما)، اجزای تنوع بتا شامل روگشت و الگوی آشیانه‌ای و ترکیب گیاهی در مراتع بروجن در استان چهارمحال و بختیاری انجام گردید. نمونه‌برداری در قالب طرح تصادفی - سیستماتیک و با استفاده از ۶۰ پلات ۲×۲ متری در سه منطقه معرف در سه شدت چرای دام (سبک، متوسط و سنگین) انجام گردید. تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از بسته آماری «vegan» و «betapart» در نرم‌افزار R انجام شد. نتایج نشان داد که افزایش شدت چرای دام موجب کاهش معنی‌دار مؤلفه‌های تنوع آلفا، بتا و گاما می‌شود ($P\text{-value} < 0.01$) به طوری که بیشترین مقدار مؤلفه‌های تنوع آلفا، بتا و گاما، در شدت چرای کم به ترتیب ۱۱/۷۷، ۷/۲۲ و ۱۹ و در چرای شدید به ترتیب برابر با ۳/۴۴، ۳/۵۵ و ۷ بود. همچنین نتایج این تحقیق نشان داد افزایش شدت چرای دام موجب افزایش معنی‌دار روگشت گونه‌ای خواهد شد که نشان‌دهنده حذف و جایگزینی گونه‌های گیاهی است در حالی که افزایش چرای دام تأثیر معنی‌داری بر مؤلفه الگوی آشیانه‌ای تنوع بتا نداشت. نتایج آزمون NMDS نشان داد که چرای دام در شدت‌های مختلف باعث ایجاد اختلاف معنی‌داری در ترکیب جوامع مورد بررسی شده است. نتایج این تحقیق نشان دادند به کارگیری شدت چرای سبک می‌تواند به عنوان ابزار مدیریتی مناسبی در راستای حفظ و بهبود تنوع زیستی مورد استفاده قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: تنوع بتا، تنوع زیستی، جایگزینی گونه‌ای، شدت چرای دام، مدیریت اکوسیستم.

استناد: امیدپور، ر.، طهماسبی، پ.، ابراهیمی، ع. و نداف، م. (۱۴۰۰). بررسی تأثیر مدیریت چرای دام بر ترکیب و شاخص‌های مکانی تنوع گونه‌ای (مطالعه موردی: مراتع شهرستان بروجن، چهارمحال و بختیاری). مدیریت جامع حوزه‌های آبخیز، ۱(۱)، ۶۳-۷۹.

حق چاپ:



حق چاپ برای نویسنده (گان) این مقاله محفوظ است. بر اساس قوانین انتشارات با دسترسی آزاد، تمام مطالعات چاپ شده در این مجله به صورت آزاد در وب سایت مجله برای عموم بدون پرداخت هزینه قابل دسترس است.

مقدمه

ایران کشوری وسیع است که دارای ۸۴/۸ میلیون هکتار مراتع، ۱۴/۳ میلیون هکتار جنگل و ۳۲/۶ میلیون هکتار اراضی بیابانی است (Management Organization of Iran, 2021). در این راستا، مدیریت و احیاء این مناطق نیازمند برنامه‌ریزی و مدیریت جامع و یکپارچه است. در این راستا، مدیریت جامع حوزه‌های آبخیز به‌عنوان راه‌کاری اساسی برای حفاظت مؤثر و بهره‌برداری بهینه از منابع طبیعی پیشنهاد شده است (Haregeweyn et al., 2012). مدیریت یکپارچه حوزه آبخیز فرآیندی آگاهانه است که جنبه‌های مختلف بهره‌برداری از حوزه آبخیز (بیوفیزیکی، اجتماعی-سیاسی و اقتصادی) را در یک سامانه مدیریت پایدار به‌منظور دستیابی به اهداف بهره‌برداران (امنیت غذایی، سودآوری و کاهش خطرپذیری) با در نظر داشتن اهداف جامعه (کاهش فقر، رفاه نسل‌های آینده و حفاظت از محیط‌زیست) تلفیق می‌کند (Heathcote, 2009). در این راستا، مدیریت چرای دام یکی از راهکارهای اساسی مدیران جهت حفاظت و بهبود تنوع زیستی در اکوسیستم‌های طبیعی از جمله مراتع است (Talle et al., 2016) و آگاهی از نحوه تأثیرات آن بر تنوع زیستی اهمیت زیادی در مدیریت پایدار منابع طبیعی دارد.

یکی از مهمترین مفاهیم در بوم‌شناسی و مدیریت پوشش گیاهی، تنوع‌زیستی بوده (Omidipour et al., 2017) که نقش مهمی در ارزیابی سلامت و تولید اکوسیستم دارد. از طرفی دیگر تنوع گونه‌ای یکی از مؤلفه‌های مهم تنوع‌زیستی است که در مقیاس‌های مختلفی از جمله محلی و یا منطقه‌ای مورد بررسی قرار می‌گیرد (Erfanzadeh et al., 2016). تاکنون بیشترین بررسی‌های انجام شده بر روی تنوع‌زیستی در سطح تنوع گونه‌ای متمرکز شده است. برای اندازه‌گیری تنوع گونه‌ای در مقیاس مکانی برای اولین بار سه اصطلاح آلفا

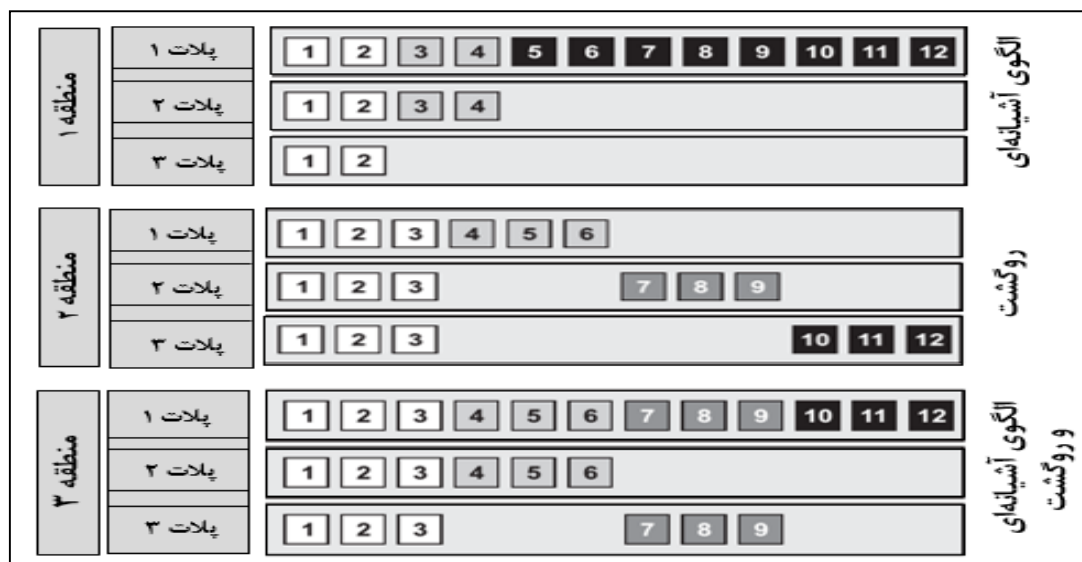
(α)، بتا (β) و گاما (γ) توسط ویتاکر (Whittaker, 1960; 1972) ارائه گردید. تنوع آلفا و گاما به‌عنوان تنوع درون رویشگاه مطرح هستند (MacArthur & Wilson, 1967; Jurasinski et al., 2009) که دارای ویژگی‌های یکسانی هستند ولی از لحاظ مقیاس متفاوتند (تنوع آلفا شاخص مقیاس محلی و تنوع گاما شاخص منطقه‌ای) (Whittaker, 1972). تنوع بتا یا تنوع بین رویشگاه، به‌عنوان میزان ناهمگنی، اختلاف یا عدم شباهت در ترکیب گیاهی دو سایت تعریف می‌گردد (Meynard et al., 2012; Leprieur et al., 2011). الگوی پراکنش، مکانیسم‌ها و فرآیندهای حفظ تنوع گونه‌ای در طول گرادیان‌های محیطی، هسته اصلی تحقیقات بوم‌شناختی است (Meynard et al., 2011; Melo et al., 2009). فهم و درک این الگوها و فرآیندهای مذکور برای توسعه استراتژی‌های حفاظت از تنوع گونه‌ای در شرایط تغییرات محیطی لازم و ضروری است (Zhang et al., 2014; Zhang et al., 2004).

به‌صورت بسیار گسترده‌ای این فرضیه پذیرفته شده است که الگوهای تنوع گونه‌ای در مقیاس‌های مکانی مختلف تغییر می‌کند (Omidipour et al., 2016; Erfanzadeh et al., 2015). به‌عبارت دیگر مقدار تنوع گونه‌ای وابسته به مقیاس است. بر همین اساس جهت بررسی تنوع گونه‌ای روش‌هایی که به مقیاس توجه دارند مناسب‌تر هستند. یکی از روش‌های اندازه‌گیری تنوع گونه‌ای که اطلاعات جامعی در زمینه الگوی پراکنش مکانی تنوع گیاهی ارائه می‌نماید و در سال‌های اخیر بسیار مورد توجه قرار گرفته است، تقسیم‌بندی تنوع^۱ به مؤلفه‌های جمعی^۲ یا ضربی^۳ است. تقسیم‌بندی جمعی مؤلفه‌های تنوع آلفا و بتا را بر اساس رابطه جمعی (بتا+ آلفا= گاما) محاسبه می‌کند (Lande, 1996). در صورتی که در رابطه ضربی، تنوع گاما برابر با حاصلضرب تنوع آلفا در تنوع بتا (بتا× آلفا= گاما) می‌باشد (Whittaker, 1960). در این رابطه تنوع آلفا برابر

Leprieur *et al.*, 2012; Gutierrez-Canovas *et al.*,)
 2013) باشد. الگوی آشیانه‌ای تنوع نیز در شرایطی شکل
 می‌گیرد که گونه‌های یک سایت زیرمجموعه‌ای از
 گونه‌های یک سایت با غنای بیشتر باشند و
 غیبت گونه‌ها در یک سایت با غنای کمتر یا حضور
 بیشتر گونه‌ها در یک سایت با غنای بیشتر این موضوع
 را سبب شده باشد (Baselga, 2010). دلیل ایجاد الگوی
 آشیانه‌ای می‌تواند ناشی از انقراض گونه‌ها یا مهاجرت
 انتخابی گونه‌ها باشد (Dobrovolski *et al.*, 2012;)
 Calderon-Patron *et al.*, 2013; Dapporto *et al.*,
 2014; Si *et al.*, 2015). نمایی از دو مؤلفه تنوع بتا
 شامل روگشت و الگوی آشیانه‌ای در شکل ۱ نشان داده
 شده است.

میانگین تعداد گونه در واحد نمونه و تنوع گاما برابر کل
 گونه‌های یک مجموعه (برای مثال مرتع) است و از
 تقسیم تنوع گاما بر مقدار تنوع آلفا (آلفا/گاما = بتا)، تنوع
 بتا به دست می‌آید.

از طرفی تنوع بتا دو الگوی مکانی مهم کاملاً متفاوت
 از هم که شامل روگشت^۱ مکانی و الگوی آشیانه‌ای^۲ تنوع
 است را نشان می‌دهد. روگشت مکانی جایگزین شدن
 گونه‌ای در طول یک گرادیان محیطی را نشان می‌دهد
 و از این طریق گونه‌های گیاهی به‌طور پیوسته یا ناگهانی
 جایگزین یکدیگر می‌شوند (Baselga, 2010) که این امر
 می‌تواند ناشی از رقابت، حوادث تاریخی و اتفاقی
 (Legendre, 2014)، فشارهای محیطی و تغییرات آب و
 هوایی (Lafage *et al.*, 2015) و یا فرآیند پخش بذر



شکل ۱- مثالی فرضی برای نمایش روگشت و الگوی آشیانه‌ای در سه منطقه (بر گرفته از Baselga, 2010)

Figure 1- A hypothetical example to show the turnover and nest pattern in three areas (Baselga, 2010)

جایگزینی گونه‌ای مشاهده می‌شود که در آن سه گونه
 به‌طور مشترک در هر سه سایت مشاهده می‌شود ولی
 در هر سایت سه گونه دیگر جایگزین بقیه می‌شود. برای
 مثال در پلات ۲، گونه‌های شماره ۴، ۵ و ۶ توسط
 گونه‌های شماره ۷، ۸ و ۹ در پلات ۲ جایگزین شده‌اند.
 در منطقه سوم که تعداد کل گونه برابر با دو منطقه قبلی
 می‌توان همزمان دو الگوی روگشت و الگوی

در منطقه اول یک الگوی آشیانه‌ای وجود دارد زیرا
 در منطقه اول گونه‌های موجود در پلات سوم
 زیرمجموعه پلات دوم و گونه‌های موجود در پلات دوم
 زیر مجموعه پلات اول است. به عبارت دیگر پلات‌های با
 تعداد گونه کمتر زیرمجموعه پلات‌های با تعداد گونه
 زیاد هستند. در منطقه دوم که تعداد کل گونه‌های آن
 (۱۲ گونه) در سه پلات مساوی است الگوی روگشت یا

چرای دام (کم، متوسط و زیاد) روی مؤلفه‌های مکانی تنوع زیستی (آلفا، بتا و گاما) و به‌خصوص مؤلفه‌های تنوع بتا (روگشت و الگوی آشیانه‌ای) صورت نگرفته است. برای مثال، در مطالعات Omidipour و همکاران (۲۰۱۶)، Erfanzadeh و همکاران (۲۰۱۵) و Omidipour و همکاران (۲۰۲۱)، تنها اثر چرای دام در مقایسه با شرایط عدم وجود چرای دام (قرق) بررسی شده است و توجهی به شدت‌های مختلف چرای و اثرات آن نشده است. بنابراین تحقیق حاضر با هدف بررسی تأثیر شیب تغییرات چرای دام (شدت کم، متوسط و زیاد) بر روی سطوح تنوع گونه‌ای (آلفا، بتا و گاما) و همچنین اجزای تنوع بتا (روگشت گونه‌ای و الگوی آشیانه‌ای) در استان چهارمحال و بختیاری انجام شد. همچنین برای تعیین تأثیرات شدت‌های مختلف چرای دام بر ساختار جوامع گیاهی، ترکیب گیاهی در مناطق با شدت‌های مختلف چرای مورد بررسی قرار گرفت. نتایج این تحقیق می‌تواند مدیران را در انتخاب شدت چرای مناسب برای دستیابی به تنوع زیستی بالاتر و مدیریت پایدار مراتع یاری نماید.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

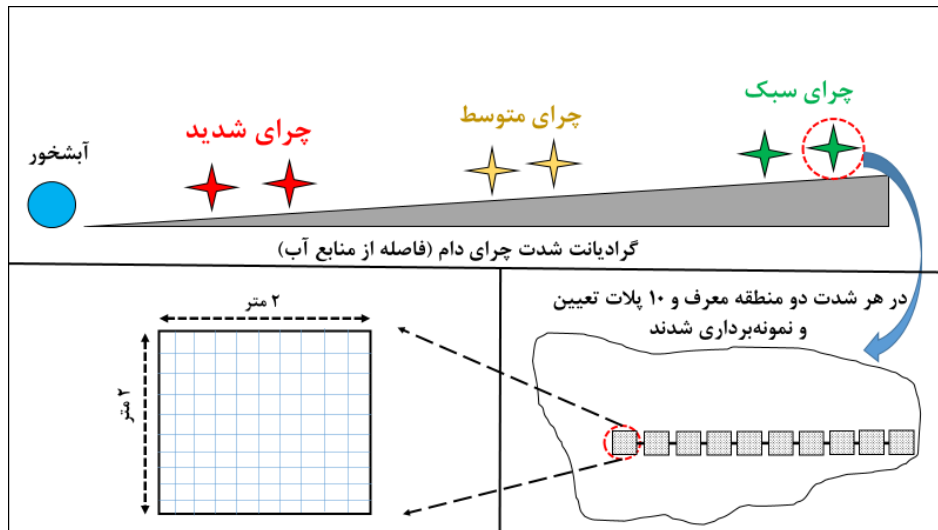
تحقیق حاضر در بخشی از مراتع مرجن در شهرستان بروجن در استان چهارمحال و بختیاری به انجام رسیده است. این مراتع در فاصله دو کیلومتری شهرستان بروجن و با مساحتی معادل ۵۶۹۴ هکتار قرار دارد. این منطقه در ۳۱ درجه و ۵۸ دقیقه تا ۳۲ درجه و ۸ دقیقه عرض شمالی و ۵۱ درجه و ۱۶ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۲۴ دقیقه طول شرقی با میانگین ارتفاعی حدود ۲۲۰۰ متر از سطح دریای آزاد قرار دارد (Pordel *et al.*, 2018). اقلیم منطقه مرجن بر اساس روش گوسن جزء مناطق استپی سرد محسوب می‌شود و میزان بارندگی سالیانه آن بر اساس داده‌های مربوط به ایستگاه هواشناسی

آشیانه‌ای را مشاهده کرد (شکل ۱). در زمینه استفاده از این روش تقسیم‌بندی در کشور می‌توان به مطالعه Omidipour و همکاران (۲۰۲۱) اشاره نمود که با استفاده از روش تقسیم‌بندی جمعی، به بررسی تأثیر چرای دام بر الگوی مؤلفه‌های تنوع گونه‌ای در مقیاس‌های مکانی مختلف پرداختند. نتایج این تحقیق نشان داد که چرای دام تنها بر روی شاخص‌های تنوع آلفا و بتا در مقیاس محلی (در سطح پلات) اثرگذار است و در مقیاس‌های بزرگ‌تر اثر معنی‌داری بر تنوع گیاهی ندارد. همچنین Erfanzadeh و همکاران (۲۰۱۵) با استفاده از روش تقسیم‌بندی جمعی نشان دادند که انجام قرق حتی به مدت ۱۰ سال تأثیر معنی‌داری بر افزایش تنوع آلفا و بتای گونه‌های کمیاب نداشته است. در تحقیقی دیگر، Jafarian و همکاران (۲۰۲۱) با هدف بررسی روند تغییرات تنوع در طول گرادیان ارتفاعی نشان دادند که تنوع بتا بیشتر ناشی از مؤلفه روگشت گونه‌ای بوده و دارای یک الگوی کوهانی شکل^۱ در برابر تغییرات ارتفاع است به طوری که در ارتفاعات میانی دارای بیشترین مقدار بوده و حداقل مقدار آن در ابتدا و انتهای گرادیان ارتفاعی مشاهده شد. چرای دام یکی از عوامل مخرب و برهم‌زننده تعادل و برهم‌کنش بین گیاهی است، که در بسیاری از موارد به‌عنوان ابزاری برای بهبود تنوع گونه‌ای و ساختار گیاهی (Wallis *et al.*, 1998) مورد استفاده قرار می‌گیرد. چرای دام اثرات مختلفی بر روی تنوع گونه‌ای (به‌خصوص مؤلفه‌های تنوع آلفا و بتا) دارد (Erfanzadeh *et al.*, 2015). چرای دام می‌تواند با حذف گونه‌ها موجب کاهش تنوع آلفا شود، در حالی که همین عامل به دلیل افزایش ناهمگنی در ترکیب گیاهی، موجب افزایش تنوع بتا می‌شود (Bloor & Pottier, 2014; Olden & Halme, 2016). در زمینه بررسی تأثیر چرای دام و همچنین تأثیر شدت‌های مختلف دام‌گذاری روی تنوع و ترکیب گیاهی در مراتع تحقیقات زیادی انجام شده، اما تاکنون مطالعه‌ای در خصوص بررسی تأثیر شدت‌های مختلف

1. Humped-shape

منطقه با شدت کم انتخاب شدند (Zhao et al., 2007). شایان ذکر است با توجه به مسطح بودن منطقه مرجن، سایر مشخصات مناطق از قبیل ویژگی‌های محیطی و فیزیوگرافی در مناطق نمونه‌برداری ثابت بود. در هر سطح از شدت چرا دو مکان مرتعی معرف انتخاب شد (در مجموع شش مکان). در هر مکان مرتعی، نمونه‌برداری با استفاده از ۱۰ پلات ۲×۲ مترمربعی در قالب طرح تصادفی - سیستماتیک انجام شد. انتخاب این ابعاد پلات بر اساس مطالعه Tahmasebi و همکاران (۲۰۱۲) می‌باشد که این سطح از پلات را برای مراتع نیمه‌استپی پیشنهاد کردند. نمایی از نحوه انتخاب شدت‌های چرای و چگونگی استقرار پلات‌ها در هر منطقه معرف در شکل ۲ نشان داده شده است.

سینوپتیک شهرستان بروجن، برابر با ۲۵۳ میلی‌متر است (Zaree et al., 2019). تیپ غالب گیاهی در منطقه شامل گندمیان چندساله از قبیل *Bromus tomentellus* Boiss. و *Stipa hohenackeriana* Trin. به همراه پهن‌برگان دائمی از قبیل *Noaea mucronat* (Forsk.) و *Acantholimon aspadanum* Bunge. می‌باشد. نمونه‌برداری از پوشش گیاهی در فصل اوج رشد گیاهی انجام گرفت (اواسط خرداد ۱۳۹۶). مناطق نزدیک نقاط آبی و محل اطراق دام‌ها (فاصله کمتر از ۲۰۰ متر) به‌عنوان منطقه چرای شدید، منطقه با فاصله ۲۰۰ تا ۸۰۰ متری از نقاط آبی و محل اطراق دام‌ها به‌عنوان شدت چرای متوسط و منطقه با فاصله بیش از ۸۰۰ متری از نقطه آبی و محل اطراق دام‌ها به‌عنوان



شکل ۲- طرحی شماتیک از نحوه انتخاب شدت‌های مختلف چرای دام (سبک، متوسط و شدید) و استقرار محل‌های نمونه‌برداری

Figure 2- Schematic plan of how to select different intensities of livestock grazing (low, medium and high) and the location of sampling sites

گاما برای هر سطح بر اساس رابطه ۱ که توسط Crist و همکاران (۲۰۰۳) ارائه شده است، محاسبه می‌شود:

$$\gamma = \alpha_1 + \sum_{i=1}^m \beta_i \quad \text{رابطه (۱)}$$

که در آن γ : کل گونه‌های گیاهی موجود در منطقه، m : تعداد سطوح یا مقیاس‌های مکانی، α_1 : میانگین تنوع در پلات، β_i : میانگین تنوع بین واحد در هر سطح

تجزیه و تحلیل آماری

ابتدا ماتریس داده‌ها در نرم‌افزار صفحه گستر ثبت گردیدند. برای تعیین شاخص‌های تنوع گونه‌ای در مقیاس‌های مختلف از بسته آماری «vegan» (Oksanen et al., 2018) در نرم‌افزار R استفاده شد (R Core Team, 2018). در این مدل، ابتدا بر اساس داده‌های ورودی به نرم‌افزار، شاخص‌های تنوع گونه‌ای آلفا، بتا و

طراحی و منتشر گردیده است. در این بسته جهت محاسبه تنوع بتای کل بین دو مجموعه می‌توان تنوع بتا را بر اساس دو شاخص سیمپسون و جاکارد به اجزای آن تقسیم نمود که در این تحقیق از شاخص سیمپسون برای تبدیل تنوع بتای کل به دو مؤلفه روگشت و الگوی آشیانه‌ای تنوع بتا استفاده شد. مقدار این دو مؤلفه بر اساس روابط (۲ و ۳) محاسبه می‌شود (Baselga, 2010):

$$\beta_T = \frac{|\sum_{i < j} \min(b_{ij} \& b_{ji})|}{|\sum_c S_i - S_T| + |\sum_{i < j} \min(b_{ij} \& b_{ji})|}$$

$$\beta_N = \frac{|\sum_{i < j} \max(b_{ij} \& b_{ji})| + |\sum_{i < j} \min(b_{ij} \& b_{ji})|}{2|\sum_c S_i - S_T| + |\sum_{i < j} \min(b_{ij} \& b_{ji})| + |\sum_{i < j} \min(b_{ij} \& b_{ji})|} \times \frac{|\sum_i S_i - S_T|}{|\sum_i S_i - S_T| + |\sum_{i < j} \min(b_{ij} \& b_{ji})|} \quad \text{رابطه (۳)}$$

۰/۰۵ دارای صحت عالی، کمتر از ۰/۱ دارای صحت خیلی خوب، کمتر از ۰/۲ در کلاس خوب و اعداد کمتر از ۰/۳ دارای نمایش ضعیف هستند (Kruskal & Wish, 1978; Legendre & Legendre, 2012). علاوه بر میزان استرس، برای ارزیابی نتایج آزمون NMDS، از ترسیم مقادیر فاصله رج‌بندی و میزان عدم شباهت مشاهده‌ای استفاده شد. در این نمودار هر چه نقاط به خط رگرسیونی نزدیک‌تر باشند، آزمون مذکور از صحت بالاتری برخوردار است. همچنین نزدیک بودن شاخص R^2 تطابق (R^2 Non-metric fit) به عدد یک بیانگر صحت بالاتر آزمون است. با توجه به اینکه در نهایت نمودار آنالیز NMDS موقعیت قرارگیری جوامع مورد بررسی بر اساس ترکیب گیاهی را مشخص می‌کند و وجود یا عدم وجود اختلاف معنی‌دار بین این مناطق را نشان نمی‌دهد، در تحقیق حاضر برای تعیین وجود اختلاف معنی‌دار بین ترکیب گیاهی جوامع مورد بررسی، ابتدا فاصله هر واحد نمونه‌برداری از محورهای اول و دوم، استخراج و با استفاده از آزمون تجزیه واریانس یک‌طرفه مورد بررسی آماری قرار گرفت. مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام شده است.

(به‌عنوان مثال در سطح پلات برابر است با تنوع بین پلات‌ها). برای تعیین و محاسبه مؤلفه‌های تنوع بتا (روگشت گونه‌ای و الگوی آشیانه‌ای) از تنوع بتای کل در هر منطقه معرف، از بسته آماری «betapart» استفاده شد (Baselga & Orme, 2012). بسته آماری مذکور به صورت کاملاً تخصصی برای تجزیه و تحلیل تنوع بتای گونه‌ای، کارکردی و فیلوژنتیکی در دو حالت زوجی و چندگانه رابطه (۲)

که در آن β_T و β_N به ترتیب مؤلفه روگشت و الگوی آشیانه‌ای تنوع بتا، S_i تعداد گونه در سایت i ، S_T تعداد گونه در کل سایت‌ها، و b_{ij} تعداد گونه که تنها در سایت i و b_{ji} تعداد گونه که تنها در سایت j مشاهده می‌شود. بر اساس این شاخص مقدار تنوع بتا بین صفر و یک متغیر خواهد بود، به‌صورتی که مقدار یک نشان‌دهنده وجود ترکیب کاملاً متفاوت در دو نمونه و مقدار صفر نشان‌دهنده ترکیب کاملاً یکسان در دو نمونه است. پس از بررسی نرمالیتی (بر اساس آزمون کولموگروف-اسمیرونف) و همگنی واریانس‌ها (بر اساس آزمون لیون)، تأثیر چرای دام بر روی مؤلفه‌های تنوع گونه‌ای آلفا، بتا و گاما و همچنین روگشت و الگوی آشیانه‌ای بر اساس آزمون آنالیز تجزیه واریانس یک‌طرفه و مقایسه میانگین دانکن بررسی شد. برای بررسی میزان تأثیر چرای دام بر ساختار و ترکیب گیاهی جوامع مورد بررسی، از آزمون رج‌بندی مقیاس‌بندی چندبعدی غیرمتریک^۱ (NMDS) در بسته آماری «vegan» در نرم‌افزار R استفاده شد (Oksanen *et al.*, 2018). میزان صحت برازش آزمون مذکور (نکوئی برازش: Goodness of fit) با استفاده تعیین مقدار استرس نمودار انجام شد. مقدار استرس در دامنه صفر تا یک متغیر بوده و اعداد نزدیک‌تر به صفر بیانگر دقت بالاتر هستند. به‌طور کلی، اعداد کمتر از

نتایج

(P -value=۰/۰۰۰)، تنوع بتا (P -value=۰/۰۰۵) و تنوع گاما (P -value=۰/۰۰۰) در سه شدت چرای سبک، متوسط و سنگین اختلاف معنی‌داری وجود دارد (جدول ۱).

نتایج نشان داد که همه شاخص‌های مورد بررسی به‌صورت معنی‌داری تحت تأثیر چرای دام قرار دارند. به‌عبارتی، بین مقادیر شاخص‌های تنوع آلفا

جدول ۱- نتایج آنالیز واریانس یک‌طرفه مقایسه شاخص‌های تنوع در شدت‌های چرای مختلف
Table 1- Results of one-way analysis of variance comparing diversity indices in different grazing intensities

شاخص تنوع Diversity indices	منبع تغییرات S.O.V	مجموع مربعات SS	میانگین مربعات MS	F-value	P-value
شاخص تنوع آلفا Alpha	بین گروه‌ها Between groups	315.81	157.81	29.90	0.000
	درون گروه‌ها Within groups	126.66	5.27		
	کل گروه‌ها Total groups	442.29			
شاخص تنوع بتا Beta	بین گروه‌ها Between groups	65.85	32.92	6.58	0.005
	درون گروه‌ها Within groups	120.00	5.00		
	کل گروه‌ها Total groups	185.85			
شاخص تنوع گاما Gamma	بین گروه‌ها Between groups	664.66	332.33	159.52	0.000
	درون گروه‌ها Within groups	50.00	2.08		
	کل گروه‌ها Total groups	714.66			

اختلاف معنی‌داری بین روگشت گونه‌ای در شدت‌های چرای وجود داشت (P -value=۰/۰۴۵) در حالی که بین مقدار مؤلفه الگوی آشیانه‌ای تنوع بتا بین سه شدت چرای اختلافی وجود نداشت (P -value =۰/۲۸۹) (جدول ۲).

مقایسه میانگین تنوع بتای کل نشان داد که بیشترین مقدار آن در دو شدت کم و متوسط به‌ترتیب ۰/۴۶ و ۰/۳۹ بود و این دو شدت اختلاف معنی‌داری با مقدار تنوع بتای کل چرای شدید (۰/۰۹) داشتند (شکل ۴). همچنین بیشترین مقدار الگوی آشیانه‌ای در چرای شدید (۰/۱۹) و کمترین مقدار آن (۰/۰۸) در شدت چرای متوسط مشاهده گردید (شکل ۴).

نتایج مقایسه میانگین نشان داد که در هر سه شاخص آلفا، بتا و گاما بیشترین مقدار تنوع در شدت چرای کم مشاهده شد در حالی که کمترین مقدار در چرای شدید بود. برای مثال شاخص تنوع آلفا در شدت‌های کم، متوسط و شدید به‌ترتیب برابر با ۱۱/۷، ۶/۸ و ۳/۴۴ بود (شکل ۳). نتایج شاخص‌های تنوع آلفا و گاما مشابه با یکدیگر بود بدین صورت که مؤلفه تنوع در شدت کم بیشتر از شدت متوسط و در شدت متوسط بیشتر از شدت زیاد بود. همچنین در تنوع بتا بین مناطق با شدت‌های چرای متوسط و شدید اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد (شکل ۳).

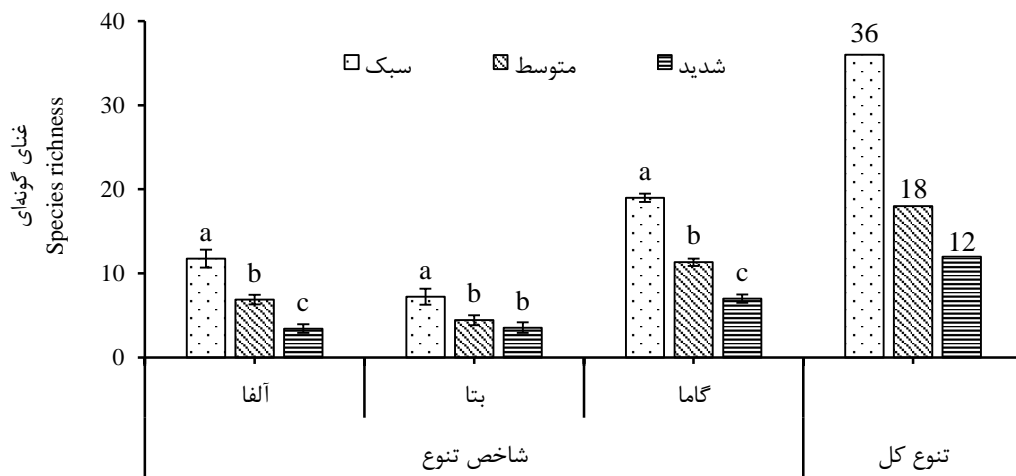
تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های تنوع بتا نشان داد که

جدول ۲- آنالیز واریانس یک‌طرفه شاخص تنوع بتا و مؤلفه‌های آن (روگشت و الگوی آشیانه‌ای)

Table 2- One-way analysis of variance of beta diversity index and its components (turnover and nesting pattern)

شاخص تنوع Diversity indices	F	P value	میانگین شدت‌های چرا Average grazing intensities		
			شدت کم Low intensity	شدت متوسط Medium intensity	شدت زیاد High intensity
			روگشت Turnover	9.73	0.04
الگوی آشیانه‌ای Nestedness	1.54	0.28	0.14 ^a	0.09 ^a	0.19 ^a

* حروف مختلف اختلاف معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ را نشان می‌دهد.
* Different letters show a significant difference at the level of 0.05.

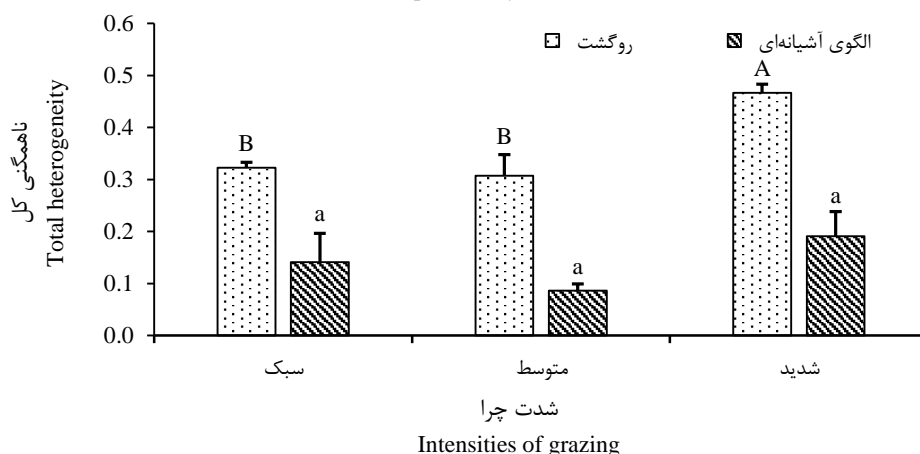


شکل ۳- مقایسه میانگین شاخص‌های تنوع (آلفا، بتا و گاما) و تنوع کل در شدت‌های مختلف چرا

مقایسه میانگین‌ها برای هر کدام از شاخص‌های تنوع به صورت جداگانه بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام شده است.

Figure 3- Comparison of the mean of diversity indices (alpha, beta and gamma) and total diversity in different grazing intensities

Mean comparisons for each of the diversity indices were performed separately based on Duncan's multiple range test at 5% probability level.



شکل ۴- مقایسه میانگین مؤلفه‌های تنوع بتا (روگشت و الگوی آشیانه‌ای) در شدت‌های مختلف چرای دام

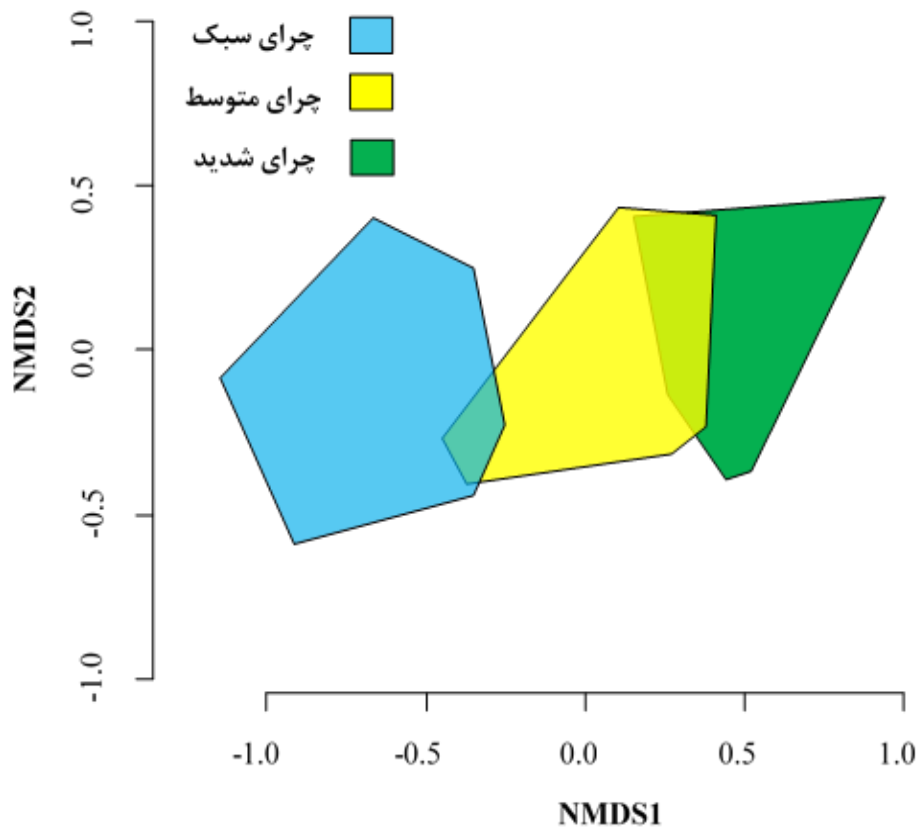
حروف بزرگ و کوچک متفاوت بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار (P-value < ۰/۰۵) بین به ترتیب مؤلفه‌های روگشت و الگوی آشیانه‌ای بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد است.

Figure 4- Comparison of the average components of beta diversity (turnover and nestedness pattern) in different intensities of livestock grazing

Different uppercase and lowercase letters indicate a significant difference (P-value < 0.05) between the components of turnover and nest pattern, respectively, based on Duncan's multi-domain test at the 5% probability level.

مشاهده نشد (F -value= ۱/۵۲۸ و P -value= ۰/۲۲۵). شاخص عددی میزان استرس در آزمون NMDS برابر با ۰/۰۳۰۶ بود و با توجه به کمتر بودن از ۰/۰۵، بنابراین دقت نمودار NMDS در کلاس عالی قرار می‌گیرد و نشان می‌دهد که آزمون NMDS با دقت بالایی به انجام رسیده است. همچنین میزان R^2 تطابق برابر با ۰/۹۳۷ بود که با توجه به بیشتر بودن از ۰/۹ بیانگر صحت بالایی نتایج آزمون NMDS است (شکل ۶). بر اساس این نمودار، با افزایش فاصله بین واحدهای نمونه‌برداری، میزان شباهت بین آن‌ها کم شده است. به عبارت دیگر، یک رابطه افزایشی بین افزایش فاصله واحدهای نمونه‌برداری و عدم شباهت بین آن‌ها وجود دارد (شکل ۶).

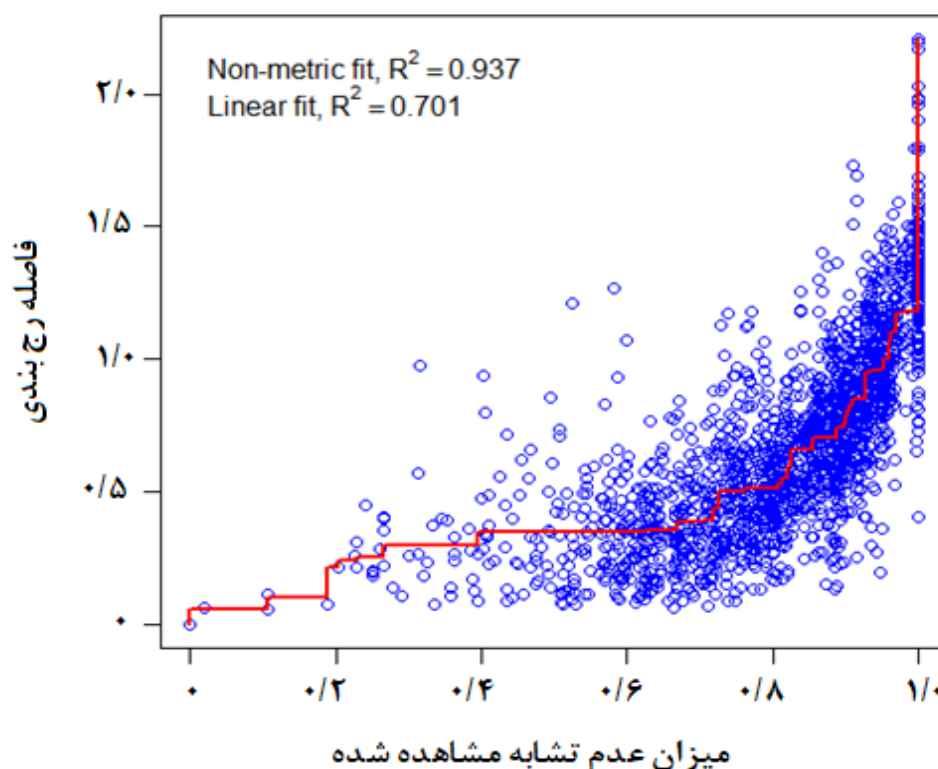
نتایج آزمون NMDS برای بررسی تأثیر چرای دام بر ترکیب گیاهی جوامع مورد بررسی نشان داد که سه منطقه چرای در راستای محور اول از یکدیگر قابل تفکیک هستند در حالی که بر روی محور دوم قابلیت تفکیک زیادی ندارند (شکل ۵). منطقه تحت چرای متوسط، بین دو منطقه تحت چرای سبک و سنگین قرار گرفته که مؤید وجود شیب تغییرات (گرادیان) چرای دام در منطقه است. نتایج آزمون تجزیه واریانس یک‌طرفه نشان داد که ترکیب گیاهی مورد بررسی به صورت معنی‌داری بر روی محور اول (P -value= ۰/۰۰۰ و F -value= ۲۸/۳۳) از یکدیگر تفکیک شده‌اند در حالی که بر روی محور دوم، اختلاف معنی‌داری بین جوامع



شکل ۵- بررسی تأثیر شدت‌های مختلف چرای دام بر ترکیب گیاهی در مناطق مورد بررسی نزدیکی و میزان همپوشانی بیانگر تشابه بیشتر در ترکیب دو منطقه است.

Figure 5- Investigation of the effect of different intensities of livestock grazing on plant composition in the study areas

Proximity and degree of overlap indicate more similarity in the composition of the two regions.



شکل ۶- منحنی رگرسیونی فاصله رج‌بندی پلات‌ها (به‌صورتی زوجی) و میزان عدم شباهت مشاهده‌ای متناظر آن
Figure 6- Regression curve of row spacing of plots (in pairs) and the corresponding observational dissimilarity

آنجا استقرار یابند؛ بنابراین چرای دام با کاهش رقابت بین گیاهان در شدت‌های کم می‌تواند باعث افزایش تعداد گونه موجود در مناطق شود ولی چرای بی‌رویه (شدت چرای زیاد) فراوانی بیشتر گونه‌ها به جزء گیاهان خوابیده و غیرخوش‌خوراک را کاهش می‌دهد (Noy-Meir, 1990). چرای سبک دام به‌عنوان یک عاملی است که اثر مثبتی روی سازگاری گیاهان دارد ولی چرای شدید می‌تواند عامل مهمی در اختلال و حذف گونه‌ها باشد (Navarro *et al.*, 2006)؛ بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری نمود که افزایش شدت چرا به‌واسطه حذف تعدادی از گیاهان از جمله گیاهان خوش‌خوراک (Kinloch & Friedel, 2005) باعث کاهش غنای گونه‌ای موجود در هر منطقه می‌شود.

بررسی تأثیر چرای دام بر روی شاخص‌های تنوع گونه‌ای در تمامی سطوح معنی‌دار ($P\text{-value} < 0.05$) بود به‌صورتی که در هر سه سطح تنوع آلفا، بتا و گاما بیشترین مقدار تنوع در شدت چرای کم مشاهده شد در

بحث

چرای دام از عوامل مؤثر بر تنوع و ترکیب گیاهی بوده و از مهمترین عوامل پویایی مراتع است. به‌طور کلی نتایج این تحقیق نشان داد با افزایش شدت چرا از کم به زیاد تعداد گونه موجود در هر منطقه کاهش می‌یابد به‌طوری‌که در مناطق با شدت چرای کم، متوسط و زیاد به‌ترتیب ۳۶، ۱۸ و ۱۲ تعداد گونه گیاهی ثبت شد. این نتیجه با نتایج سایر تحقیقات مشابه می‌باشد (Hendricks *et al.*, 2005; Zhao *et al.*, 2007;) (Gamoun, 2014). در همین راستا، Hendricks و همکاران (۲۰۰۵) در تحقیق خود نشان دادند که در امتداد گرادیان چرای تنوع و غنای گونه در مناطق نزدیک به محل استقرار شبانه دام که دارای بیشترین فشار چرای است، دارای کمترین مقدار است (Hendricks *et al.*, 2005). Noy-Meir (۱۹۹۰) بیان می‌کند که چرای سبک و متوسط باعث ایجاد فضاهای خالی می‌شود که سایر گونه‌های یک‌ساله می‌توانند در

مقدار تنوع بتا در شدت‌های متوسط و زیاد اختلاف معنی‌داری وجود دارد. چرای دام در شدت‌های کم موجب کاهش رقابت بین گیاهان (Klimek *et al.*, 2008) و افزایش فضاهای خالی (Erfanzadeh *et al.*, 2015) می‌شود که این امر موجب افزایش تنوع و در نتیجه افزایش ناهمگنی در ترکیب گیاهی می‌گردد. از طرفی چرای شدید به دلیل حذف گونه‌های گیاهی جوامع گیاهی را به سوی افزایش یکنواختی در ترکیب گیاهی سوق می‌دهد که این امر موجب کاهش تنوع بتا می‌گردد. همچنین شدت چرای شدید دام می‌تواند منجر به چرای غیرانتخابی گیاهان توسط چراکنندگان شده و موجب کاهش شدید ناهمگنی ترکیب گیاهی می‌شود (Erfanzadeh *et al.*, 2015). در همین راستا، Holechek (۱۹۹۱) گزارش می‌دهد که چرای دام در شدت‌های سبک تا متوسط می‌تواند عامل مهمی در افزایش تنوع گیاهی باشد زیرا در اثر چرای دام، توانایی گیاهان غالب کاهش یافته و امکان رشد سایر گونه‌ها فراهم گردیده و تنوع و ناهمگنی پوشش گیاهی زیاد می‌شود (Society of Range Management, 2003)؛ بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری نمود که افزایش شدت چرای دام موجب کاهش تنوع بتا در مراتع خواهد شد به همین دلیل جهت حفاظت و افزایش تنوع زیستی، کاهش شدت چرای دام از شدید به متوسط و کم، می‌تواند ابزار مفیدی برای افزایش تنوع باشد.

بررسی تأثیر شدت‌های مختلف چرای دام بر روی مؤلفه‌های تنوع بتا نشان داد که چرا، اثر معنی‌داری روی روگشت گونه‌ای دارد ولی بین مقدار الگوی آشیانه‌ای بین سه شدت چرای مختلف وجود نداشت. در این تحقیق بیشترین مقدار روگشت گونه‌ای در مناطق با شدت چرای زیاد مشاهده گردید. مؤلفه روگشت گونه‌ای رابطه مستقیمی با حذف و جایگزینی گونه‌ها دارد و چرای دام نیز عاملی است که موجب حذف گونه‌های گیاهی می‌گردد (Wang *et al.*, 2002; Kinloch & Friedel, 2005). بنابراین بیشترین مقدار روگشت باید در مناطق دارای بیشترین حذف گونه‌ای باشد که با نتایج

حالی که کمترین مقدار آن‌ها در شدت چرای شدید بود. تحقیقات زیادی نشان داده‌اند که چرای دام باعث کاهش تنوع آلفا می‌شود (Zhou *et al.*, 2008; Bloor & Pottier, 2014; Erfanzadeh *et al.*, 2015). به‌طور مشابهی، Omidipour و همکاران (۲۰۱۶) نیز در تحقیقی نشان دادند که چرای دام باعث کاهش معنی‌دار شاخص‌های تنوع آلفا، بتا و گاما در سطح پلات می‌شود اما در سطوح (مقیاس‌های) بالاتر تأثیر معنی‌داری برای چرای دام مشاهده نشد. در تحقیق حاضر، تنوع آلفا بر اساس شاخص غنای گونه‌ای و به‌عنوان میانگین تعداد گونه در سطح پلات تعریف گردید و بر اساس نتیجه فوق افزایش شدت چرا از شدت کم به زیاد موجب کاهش معنی‌دار تنوع آلفا یا تعداد گونه در واحد پلات شد. تحقیقات نشان داده است که چرای شدید به‌واسطه حذف گونه‌های گیاهی (Kinloch & Friedel, 2005; Omidipour *et al.*, 2021) موجب کاهش تنوع و غنای گونه‌ای خواهد شد. این فرآیند حذف گونه، به نوبه خود باعث ایجاد تغییراتی در ترکیب گیاهی جوامع خواهد شد که منطبق با نتایج بررسی ترکیب گیاهی (آزمون NMDS) بود؛ بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری نمود که با افزایش شدت چرای دام، گونه‌های کم شونده و خوش‌خوراک (حساس به چرا) از ترکیب گیاهی حذف شده و باعث کاهش تعداد گونه در واحد سطح خواهد شد. از طرفی با توجه به رابطه مستقیم تنوع آلفا و گاما با تعداد گونه در واحد سطح، روند تأثیرپذیری این دو شاخص نسبت به افزایش شدت چرا مشابه است.

به‌طور کلی، شدت چرای کم تا متوسط باعث افزایش تنوع و غنای گونه‌ای می‌شود ولی شدت چرای زیاد و شدید موجب کاهش غنای گونه خواهد شد (Cingolani *et al.*, 2005; Dengler *et al.*, 2014; Milchunas *et al.*, 1988) که این مطلب توسط فرضیه آشفستگی متوسط (Connell, 1978; Grime, 1973) اثبات گردیده است. تنوع بتا به‌عنوان عدم شباهت یا ناهمگنی در ترکیب گیاهی تعریف می‌گردد. نتایج این تحقیق نشان داد که بیشترین مقدار تنوع بتای گونه‌ای (شکل ۳) مربوط به شدت چرای کم است و بین این مقدار و

آشپانه (تغییرات بین ۰/۰۸ تا ۰/۱۹) نسبت روگشت (تغییرات بین ۰/۳۰ تا ۰/۴۶) شده است.

نتایج بررسی ترکیب گیاهی سه منطقه چرای در تحقیق حاضر نشان داد که اختلاف معنی‌داری بین ترکیب گیاهی آن‌ها وجود دارد. به‌طور کلی چرای دام به‌واسطه حذف (Wang *et al.*, 2002; Kinloch & Friedel, 2005) و یا تغییر در فراوانی گیاهان مختلف (بسته به میزان خوش‌خوراکی و قابلیت دسترسی) موجب ایجاد تغییراتی در ترکیب گیاهی و به‌دنبال آن ساختار جوامع گیاهی خواهد شد (Navarro *et al.*, 2006). بررسی ترکیب و نوع گونه‌های گیاهی در سه منطقه چرای به‌خوبی نشان می‌دهد که ساختار این سه منطقه متفاوت است. برای مثال در منطقه چرای سنگین گیاهانی گندمی چندساله از قبیل *Bromus Stipa hohenackeriana* Trin. و *tomentellus* Boiss. و گیاهانی گندمی یک‌ساله از قبیل *Eremopyrum orientale* Jaub. & Spach جزء فراوان‌ترین گیاهان هستند در حالی‌که در منطقه چرای متوسط گیاهان گندمی چندساله مشابه با منطقه چرای سنگین وجود داشت ولی گیاهان یک‌ساله و همراه متفاوت دیگری از قبیل *remurus spectabilis* M. B., *Scariola orientalis* (Boiss) Sojak, *Taeniatherum crinitum* (Schreb.) Nevski, وجود داشت. این مشابهت در برخی گونه‌های غالب دو منطقه موجب شده تا در منحنی NMDS این دو منطقه چرای در کنار هم و با مقدار کمی هم‌پوشانی نمایش داده شوند. از طرف دیگر، در منطقه چرای سبک تنها گونه گندمی چندساله *Stipa hohenackeriana* Trin. در کنار گیاهان یک‌ساله‌ای از قبیل *Taeniatherum crinitum* (Schreb.) Nevski و *Eremopyrum orientale* Jaub. & Spach ترکیبی متفاوت از دو منطقه قبل ایجاد کردند. مشابهت بیشتر ترکیب گیاهی منطقه چرای سبک با منطقه چرای متوسط موجب شده است که این دو منطقه کنار یکدیگر بر روی نمودار NMDS قرار گیرند. بیشترین اختلاف بین دو منطقه چرای سبک و سنگین وجود دارد که

این تحقیق مبنی بر بیشتر بودن مقدار روگشت در شدت چرای شدید مطابقت دارد. به‌طور مشابهی، Olden و Halme (۲۰۱۶) در تحقیقی نشان دادند که چرای دام به‌دلیل حذف گونه‌های گیاهی موجب افزایش روگشت گونه‌ای در جوامع گیاهی می‌شود. وجود چرای دام در یک منطقه به‌دلیل افزایش ناهمگنی، موجب حفظ و ایجاد جایگزینی گونه‌ها بین مناطق مختلف می‌شود که این امر منجر به افزایش میزان روگشت گونه‌ای خواهد شد. همچنین Lafage و همکاران (۲۰۱۵) در منطقه دره لویر (Loire Valley) در کشور فرانسه گزارش نمودند که فشارهای محیطی (از قبیل چرای دام) به‌دلیل تأثیر بر حذف و جایگزینی گونه‌های گیاهی موجب افزایش روگشت گونه‌ای خواهد شد (Lafage *et al.*, 2015)؛ بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری نمود با افزایش شدت چرای دام، میزان حذف و جایگزینی گونه‌های گیاهی زیاد شده و در نتیجه میزان روگشت گونه‌ای به‌طور معنی‌داری افزایش یافته است.

بررسی تأثیر چرای دام بر روی الگوی آشپانه‌ای جوامع نشان داد که هیچ اختلاف معنی‌داری بین مقدار این مؤلفه در سه شدت چرای مورد مطالعه وجود نداشت. این نتیجه بر خلاف نتایج Olden و Halme (۲۰۱۶) مبنی بر افزایش الگوی آشپانه‌ای تنوع بتا در اثر چرای دام است. الگوی آشپانه‌ای می‌تواند ناشی از انقراض گونه‌ها یا مهاجرت انتخابی گونه‌ها باشد (Calderon-Patron *et al.*, 2013; Dapporto *et al.*, 2012; Dobrovolski *et al.*, 2014). الگوی آشپانه‌ای تنوع بتا زمانی مشاهده می‌شود که مناطقی با گونه‌های کمتر زیر مجموعه‌ای از مناطق با تعداد گونه بیشتر باشند (Baselga, 2010). با توجه به تأثیر مشابه چرای در هر منطقه بر روی گیاهان، اختلاف معنی‌داری بین مقدار الگوی آشپانه‌ای در سه شدت چرای مشاهده نگردید. به‌عبارت دیگر چرای دام در هر کدام از سه منطقه معرف در هر شدت (در این تحقیق) به‌دلیل این‌که دارای گیاهان مختص به خود می‌باشند اثر مشابهی روی گیاهان داشته و این امر موجب کاهش مقدار الگوی

شدید مشاهده گردید؛ بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری کرد که جهت حفاظت و افزایش تنوع زیستی در یک منطقه، مقابله با چرای شدید دام ضروری است. همچنین بررسی تأثیر چرای دام بر روی مؤلفه‌های تنوع بتا (روگشت و الگوی آشیانه‌ای) نیز نشان داد که افزایش شدت چرا موجب افزایش مقدار روگشت گونه‌ای در جوامع گیاهی خواهد شد. به عبارت دیگر افزایش شدت چرا موجب افزایش مقدار حذف و جایگزینی گونه‌های گیاهی شده است ولی افزایش شدت چرای دام تأثیر معنی‌داری بر روی مؤلفه الگوی آشیانه‌ای تنوع بتا نداشت. تغییرات چرای دام موجب ایجاد تغییرات معنی‌داری در ترکیب گیاهی خواهد شد که با افزایش مؤلفه روگشت گونه‌ای تطابق دارد. به همین دلیل در بررسی تأثیرات چرای دام و همچنین مدیریت اثرات آن، در نظر گرفتن ترکیب گیاهی عامل مهمی در راستا افزایش موفقیت خواهد بود.

موقعیت مکانی آن‌ها را بر روی نمودار رج‌بندی NMDS مشخص می‌کند. همچنین برخی گونه‌های بوته‌ای از قبیل گون زرد (*Astragalus verus* Olivier.) تنها در دو منطقه چرای متوسط و سبک دیده شده و در منطقه تحت چرای سنگین مشاهده نگردید. به‌طور مشابهی، Nadaf (۲۰۱۷) نیز در منطقه جوزک چمن بید خراسان شمالی به بررسی تفاوت ترکیب گیاهی بین مناطق تحت چرا و عدم چرا پرداختند و گزارش نمودند که چرای حیوانات تأثیر معنی‌داری بر تغییر ترکیب گیاهی دارد.

نتیجه‌گیری کلی

نتایج این تحقیق نشان داد که افزایش شدت چرای دام موجب کاهش شاخص‌های تنوع زیستی آلفا، بتا و گاما خواهد شد به‌طوری‌که بیشترین مقدار شاخص‌های مذکور در شدت کم و کمترین مقدار آن‌ها در چرای

References

- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134-143. Doi: 10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x.
- Baselga, A. & Orme, C. D. L. (2012). Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 808-812. <http://www.respond2articles.com/MEE/>.
- Bloor, J. M. & Pottier, J. (2014). Grazing and spatial heterogeneity: implications for grassland structure and function. *Grassland Biodiversity and Conservation in a Changing World*, 135-162.
- Calderon-Patron, J. M., Moreno, C. E., Pineda-LOpez, R., Sanchez-Rojas, G. & Zuria, I. (2013). Vertebrate dissimilarity due to turnover and richness differences in a highly beta-diverse region: the role of spatial grain size, dispersal ability and distance. *Plos One*, 8(12), e82905. Doi: 10.1371/journal.pone.0082905.
- Cingolani, A. M., Noy-Meir, I. & Diaz, S. (2005). Grazing effects on rangeland diversity: a synthesis of contemporary models. *Ecological Applications*, 15(2), 757-773. Doi: 10.1890/03-5272.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199, 1302-1310. Doi: 0.1126/science.199.4335.1302.
- Crist, T. O., Veech, J. A., Gering, J. C., & Summerville, K. S. (2003). Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. *The American Naturalist*, 162(6), 734-743. Doi: 10.1086/378901.
- Dapporto, L., Fattorini, S., VodA, R., Dinca, V. & Vila, R. (2014). Biogeography of western Mediterranean butterflies: combining turnover and nestedness components of faunal dissimilarity. *Journal of Biogeography*, 41(9), 1639-1650. Doi: 10.1111/jbi.12315.
- Dengler, J., Janisova, M., Torok, P. & Wellstein, C. (2014). Biodiversity of Palearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 182, 1-14. Doi: 10.1016/j.agee.2013.12.015.
- Dobrovolski, R., Melo, A. S., Cassemiro, F. A. & Diniz Filho, J. A. F. (2012). Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 21(2), 191-197. Doi: 10.1111/j.1466-8238.2011.00671.x.
- Erfanzadeh, R., Omidipour, R. & Faramarzi,

- M. (2015). Variation of plant diversity components in different scales in relation to grazing and climatic conditions. *Plant Ecology & Diversity*, 8(4), 537-545. Doi: 10.1080/17550874.2015.1033774.
- Forest, Range and Watershed Management Organization of Iran. (2021). *Natural Resources Overview Section*, <https://frw.ir/02/Fa/default.aspx>. (In Persian)
 - Gamoun, M. (2014). Grazing intensity effects on the vegetation in desert rangelands of Southern Tunisia. *Journal of Arid Land*, 6(3), 324-333. Doi: 10.1007/s40333-013-0202-y.
 - Grime, J. P. (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242(5396), 344-347.
 - Gutierrez-Canovas, C., Millan, A., Velasco, J., Vaughan, I. P. & Ormerod, S. J. (2013). Contrasting effects of natural and anthropogenic stressors on beta diversity in river organisms. *Global Ecology and Biogeography*, 22(7), 796-805. Doi: 10.1111/geb.12060.
 - Haregeweyn, N., Berhe, A., Tsunekawa, A., Tsubo, M. & Meshesha, D. T. (2012). Integrated watershed management as an effective approach to curb land degradation: a case study of the Enabered watershed in northern Ethiopia. *Environmental Management*, 50(6), 1219-1233. Doi: 10.1007/s00267-012-9952-0.
 - Heathcote, I. W. (2009). *Integrated watershed management: principles and practice*. John Wiley & Sons.
 - Hendricks, H. H., Bond, W. J., Midgley, J. J. & Novellie, P. A. (2005). Plant species richness and composition a long livestock grazing intensity gradients in a Namaqualand (South Africa) protected area. *Plant Ecology*, 176(1), 19-33.
 - Holechek, J. L. (1991). Chihuahuan desert rangeland, livestock grazing, and sustainability. *Rangelands Archives*, 13(3), 115-120.
 - Jafarian, Z., Omidipour, R. & Zandi, L. (2021). Effects of Altitude and soil properties on alpha and beta diversity in plour rangelands of Mazandaran. *Iranian Journal of Applied Ecology*, 10(1), 79-92. Doi: 10.47176/ijae.10.1.2022. (In Persian)
 - Jurasinski, G., Retzer, V. & Beierkuhnlein, C. (2009). Inventory, differentiation, and proportional diversity: a consistent terminology for quantifying species diversity. *Oecologia*, 159(1), 15-26.
 - Kinloch, J. E. & Friedel, M. H. (2005). Soil seed reserves in arid grazing lands of central Australia. Part 1: seed bank and vegetation dynamics. *Journal of Arid Environments*, 60(1), 133-161. Doi: 10.1016/j.jaridenv.2004.03.005.
 - Klimek, S., Marini, L., Hofmann, M. & Isselstein, J. (2008). Additive partitioning of plant diversity with respect to grassland management regime, fertilization and abiotic factors. *Basic and Applied Ecology*, 9(6), 626-634. Doi: 10.1007/s11284-015-1304-0.
 - Kruskal, J. B. (1978). *Multidimensional scaling* (No. 11). Sage Publications, Beverly Hills.
 - Lafage, D., Maugenest, S., Bouzille, J. B. & Petillon, J. (2015). Disentangling the influence of local and landscape factors on alpha and beta diversities: opposite response of plants and ground-dwelling arthropods in wet meadows. *Ecological Research*, 30(6), 1025-1035. Doi: 10.1007/s11284-015-1304-0.
 - Lande, R. (1996). Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 5-13.
 - Legendre, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23(11), 1324-1334. Doi: 10.1111/geb.12207
 - Legendre, P. & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier. Amsterdam, 853 pp.
 - Leprieur, F., Albouy, C., De Bortoli, J., Cowman, P. F., Bellwood, D. R. & Mouillot, D. (2012). Quantifying phylogenetic beta diversity: distinguishing between 'True' Turnover of lineages and phylogenetic diversity gradients. *PLoS one*, 7(10), 1-12. Doi: 10.1371/journal.pone.0042760.
 - MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*: Princeton Univ Pr. Press, Princeton.
 - Melo, A. S., Rangel, T. F. L. & Diniz Filho, J. A. F. (2009). Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. *Ecography*, 32(2), 226-236. Doi: 10.1111/j.1600-0587.2008.05502.x.
 - Meynard, C. N., Devictor, V., Mouillot, D., Thuiller, W., Jiguet, F. & Mouquet, N. (2011). Beyond taxonomic diversity patterns:

- how do α , β and γ components of bird functional and phylogenetic diversity respond to environmental gradients across France? *Global Ecology and Biogeography*, 20(6), 893-903. Doi: 10.1111/j.1466-8238.2010.00647.x.
- Milchunas, D. G., Sala, O. E. & Lauenroth, W. K. (1988). A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist*, 132(1), 87-106.
 - Nadaf, M. (2017). *An investigation of relationship between ecological groups and plant diversity with the environmental factors in Chamanbid-Jozak area, North Khorassan Province*. PhD Thesis in Plant Ecology, Ferdowsi University of Mashhad. (In Persian)
 - Navarro, T., Alados, C. L. & Cabezudo, B. (2006). Changes in plant functional types in response to goat and sheep grazing in two semi-arid shrublands of SE Spain. *Journal of Arid Environments*, 64(2), 298-322. Doi: 10.1016/j.jaridenv.2005.05.005.
 - Noy-Meir, I. (1990). The effect of grazing on the abundance of wild wheat, barley and oat in Israel. *Biological Conservation*, 51(4), 299-310. Doi: 10.1016/0006-3207(90)90115-6.
 - Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P. & Stevens, M. H. H. (2018). *Vegan: community ecology package*. R package version, 2, 5-2.
 - Olden, A. & Halme, P. (2016). Grazers increase β -diversity of vascular plants and bryophytes in wood-pastures. *Journal of Vegetation Science*, 27(6), 1084-1093. Doi: 10.1111/jvs.12436.
 - Omidipour, R., Erfanzadeh, R. & Faramarzi, M. (2016). Effects of grazing impacts on the pattern of species diversity in different spatial scale. *Rangeland*, 9(4), 367-377. (In Persian)
 - Omidipour, R., Erfanzadeh, R. & Faramarzi, M. (2017). Study on the effect of Livestock Grazing on Plant Species Diversity Components in Semi-arid regions. *Journal of Range and Watershed Management*, 70(3), 723-734. Doi: 10.22059/jrwm.2017.113281.803. (In Persian)
 - Omidipour, R., Erfanzadeh, R. & Faramarzi, M. (2021). Climatic condition effects on the components of plant diversity in the western Iran grasslands using multiplicative partitioning methods. *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 19(1), 1-10. Doi: 10.22124/cjes.2021.4302.
 - Pordel, F., Ebrahimi, A. & Azizi, Z. (2018). Canopy cover or remotely sensed vegetation index, explanatory variables of above-ground biomass in an arid rangeland, Iran. *Journal of Arid Land*, 10(5), 767-780. Doi: 10.1007/s40333-018-0017-y.
 - R Core Team. (2018). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
 - Si, X., Baselga, A. & Ding, P. (2015). Revealing beta-diversity patterns of breeding bird and lizard communities on inundated land-bridge islands by separating the turnover and nestedness components. *PLoS One*, 10(5), e0127692. Doi: 10.1371/journal.pone.0127692.
 - Society of Range Management (SRM). (2003). Biodiversity of rangelands. *Rangelands*, 25, 60-65.
 - Talle, M., Deak, B., Poschlod, P., Valko, O., Westerberg, L., & Milberg, P. (2016). Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 222, 200-212. Doi: 10.1016/j.agee.2016.02.008.
 - Tahmasebi, P., Ebrahimi, A. & Yarali, N. A. (2012). The Most Appropriate Quadrature Size and Shape for Determining Some Characteristics of a Semi-steppe Rangeland. *Journal of Range and Watershed Management*, 65(2), 203216. Doi: 10.22059/jrwm.2012.30012. (In Persian)
 - WallisDeVries, M. F., Vries, M. F. W., Bakker, J. P., Bakker, J. P., van Wieren, S. E. & Van Wieren, S. E. (Eds.). (1998). *Grazing and conservation management* (Vol. 11). Springer Science & Business Media.
 - Wang, Y., Shiyomi, M., Tsuiki, M., Tsutsumi, M., Yu, X. & Yi, R. (2002). Spatial heterogeneity of vegetation under different grazing intensities in the Northwest Heilongjiang Steppe of China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90(3), 217-229. Doi: 10.1016/s0167-8809(01)00217-1.
 - Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou mountains, oregon and california. *Ecological Monographs*, 30(3), 279-338.

- Doi: 10.2307/1943563.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2-3), 213-251. Doi: 10.2307/1218190.
 - Zaree, A., Asadi, E., Ebrahimi, A., Jafari, M. & Malekian, A. (2019). Study of temperature and precipitation changes under climate changes scenarios in rangelands of ChaharMahal-va-Bakhtiyari. *Rangeland*, 12(4), 426-436. (In Persian)
 - Zhang, Q., Hou, X., Li, F. Y., Niu, J., Zhou, Y., Ding, Y. & Kang, S. (2014). Alpha, beta and gamma diversity differ in response to precipitation in the Inner Mongolia grassland. *PLoS One*, 9(3), e93518. Doi: 10.1371/journal.pone.0093518.
 - Zhang, T. H., Zhao, H. L., Li, S. G. & Zhou, R. L. (2004). Grassland changes under grazing stress in Horqin sandy grassland in Inner Mongolia, China. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 47(3), 307-312. Doi: 10.1080/00288233.2004.9513599.
 - 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. Doi: 10.1016/j.jaridenv.2006.06.007.
 - Zhou, Z., Sun, O. J., Luo, Z., Jin, H., Chen, Q. & Han, X. (2008). Variation in small-scale spatial heterogeneity of soil properties and vegetation with different land use in semiarid grassland ecosystem. *Plant and Soil*, 310(1), 103-112. Doi: 10.1007/s11104-008-9633-1.