

ارتباط خصوصیات سیمای سرزمین با تنوع گونه‌ای و تنوع عملکرد مراتع نیمه‌استپی

- ❖ **سمانه سادات محزونی کچی؛** دانشجوی دکتری گروه علوم مرتع، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد
- ❖ **پژمان طهماسبی*؛** دانشیار گروه علوم مرتع، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد
- ❖ **عطاالله ابراهیمی؛** دانشیار گروه علوم مرتع، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد
- ❖ **محمدحسن جوری؛** دانشیار گروه منابع طبیعی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد نور
- ❖ **محسن فعال فیض‌آبادی؛** دانشجوی دکتری گروه علوم مرتع، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد
- ❖ **رضا امیدی‌پور؛** دکتری علوم مرتع، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد

چکیده

فرآیندهای اکولوژیکی موجود در مقیاس‌های متفاوت منجر به ایجاد ناهمگنی در سیمای سرزمین شده، به‌طوری‌که الگوی ساختار سیمای سرزمین را تغییر می‌دهند. این فرآیندها موجب تکه‌تکه شدن و از هم‌گسیختگی ساختارهای سیمای سرزمین می‌شوند، در نتیجه موجب تغییرات در خصوصیات تنوع زیستی به‌ویژه تنوع گونه‌ای و تنوع عملکرد می‌گردند. لذا هدف از این تحقیق، کمی نمودن خصوصیات لکه‌ها و کلاس‌های تشکیل‌دهنده سیمای سرزمین (متریک‌ها) و تاثیر آنها بر شاخص‌های تنوع گونه‌ای و تنوع عملکرد است. بدین منظور در یکی از مراتع نیمه‌استپی چهارمحال و بختیاری که ساختار طبیعی سیمای سرزمین باعث ایجاد لکه‌های متنوع از لحاظ خصوصیات کمی و قرارگیری آنها در هفت کلاس متفاوت از نظر جامعه گیاهی شده است نمونه‌برداری انجام گرفت. در هر کلاس، به‌طور تصادفی لکه‌های مختلف توسط بررسی میدانی جهت نمونه‌برداری انتخاب شدند. سپس در هر لکه (بسته به اندازه هر لکه) ۵ الی ۱۰ ماکروپلات ۳۰×۳۰ مترمربعی به‌طور تصادفی - سیستماتیک مستقر شد و نمونه‌برداری از پوشش تاجی به تفکیک فرم رویشی با استفاده از ۳ پلات ۲×۲ مترمربعی (فرعی) در هر ماکروپلات انجام شد و ویژگی‌های گیاهی مبتنی بر خصوصیات عملکردی سیستم اندازه‌گیری شد. سپس تجزیه و تحلیل شاخص‌های تنوع گونه‌ای (تاکسونومیک)، تنوع عملکرد و تنوع بتای عملکرد به‌ترتیب با استفاده از بسته‌های آماری "Vegan"، "FD" و "betapart" در نرم‌افزار R صورت گرفت. کمی‌سازی متریک‌های سیمای سرزمین نیز با استفاده از نرم‌افزار Fragstats انجام شد. در نهایت، روابط بین شاخص‌های تنوع و متریک‌های سیمای سرزمین با استفاده از رگرسیون خطی مورد آنالیز قرار گرفت. نتایج در سطح لکه نشان داد، یک رابطه منفی و معنی‌دار بین متریک شکل با شاخص‌های تنوع عملکرد نظیر میانگین وزنی نیتروژن برگ ($P\text{-value}=0.02$)، میانگین وزنی سطح ویژه برگ ($P\text{-value}=0.03$) و میانگین وزنی فرم رویشی ژئوفیت‌ها ($P\text{-value}=0.03$) مشاهده شد. به‌طور مشابهی متریک فاصله اقلیدوسی نزدیک‌ترین همسایه نیز دارای ارتباط منفی و معنی‌داری با شاخص‌های رانو ($P\text{-value}=0.05$) و واگرایی عملکرد ($P\text{-value}=0.01$) است. نتایج در سطح کلاس بیانگر تاثیرپذیری مثبت شاخص یکنواختی عملکرد از متریک تراکم حاشیه ($P\text{-value}=0.05$) و همچنین تنوع بتای عملکرد (کل) از متریک غنای لکه ($P\text{-value}=0.03$) می‌باشد. در حالی که بین شاخص غنای گونه‌ای ($P\text{-value}=0.02$) با متریک میانگین فاصله اقلیدوسی نزدیک‌ترین همسایه ارتباط منفی و معنی‌داری مشاهده گردید. به‌طور کلی نتایج مؤید این موضوع است که ساختار چشم‌انداز تعیین‌کننده تنوع گونه‌ای در مقیاس‌های لکه و کلاس است و با تاثیری که ساختار چشم‌انداز بر تنوع گونه‌ای گذاشته است ترکیب ویژگی‌های گیاهی نیز تغییر کرده و می‌توان نتیجه گرفت که با تغییرات خصوصیات

لکه و کلاس عملکرد اکوسیستمی نیز به احتمال زیاد تغییر خواهد کرد.

واژه‌های کلیدی: سیمای سرزمین، لکه، کلاس، متریک، تنوع، زاگرس مرکزی

۱. مقدمه

از قدیمی‌ترین چالش‌های موجود در اکولوژی، شناخت فرآیندهایی است که الگوهای ترکیب جوامع گیاهی و عملکرد آنها را پایه‌ریزی می‌نمایند. مطالعات گروه‌های مختلف جامعه اغلب بر الگوهای تنوع زیستی متمرکز است [۵۵، ۶۰]. تنوع زیستی از مهم‌ترین ویژگی‌های هر اکوسیستم بوده که شامل تعداد و ترکیب گونه‌ها، انواع عملکردها و واحدهای سیمای سرزمین می‌باشد [۱۴] و نقش مهمی در عملکرد و پایداری آن اکوسیستم در برابر آشفتگی‌های محیطی دارد [۵۳]. بنابراین صرفاً یک متغیر جهت پاسخ به تغییرات محیطی نیست، بلکه یک متغیر پیشگو در جهت توضیح خدمات و عملکردهای اکوسیستمی نیز می‌باشد [۵، ۱۰].

ناهمگنی یا عدم تجانس ساختاری در سیمای سرزمین، وجود اجزای غیرهمشکل با توزیع مکانی ناهمسان و غیرتصادفی می‌باشد [۲۵] که نتیجه تعاملات تعدادی از فرآیندهای اکولوژیکی و زیستی در مقیاس‌های متفاوت مکانی و زمانی است [۳۶]. اختلالاتی نظیر تغییرات آب و هوایی، آتش‌سوزی و ... الگوی ساختار سیمای سرزمین را به‌طور قابل‌توجهی تغییر داده، منجر به تکه‌تکه شدن شدید ساختارهای سیمای سرزمین می‌شوند و عامل تغییر در توزیع مکانی و سرنوشت لکه‌های موجود در آن می‌باشند [۴۱]. این امر یکی از عوامل موثر در انقراض گونه‌ها بوده و درک مکانیسم‌های آن به یک موضوع اصلی در حفاظت از تنوع زیستی تبدیل شده است [۲۸]. در مطالعات متعددی بیان شده است که چگونه از دست دادن قطعه و تکه‌تکه شدن به‌طور جداگانه بر پایداری گونه‌ها و در نتیجه تنوع جامعه تاثیر می‌گذارد و همین‌طور پیشرفت‌های قابل‌توجهی از چگونگی واکنش گونه‌ها به آنها صورت گرفته است [۲۰، ۴۹].

ارتباط بین تنوع زیستی و الگوهای چشم‌انداز از دیرباز

مورد توجه زیست‌شناسان و بوم‌شناسان بوده است [۴، ۴۳]. طیف گسترده‌ای از مطالعات، ارتباط بین تنوع زیستی و ناحیه لکه زیستگاه [۴۰، ۴۰]، شکل [۲، ۳۲]، ایزولاسیون [۴۰، ۶۸]، مقدار زیستگاه [۲۱، ۵۰]، پیکرندگی و خصوصیات چشم‌انداز [۲۹] را شناسایی نموده‌اند. این نمونه‌ها نشان می‌دهند که محیط فیزیکی قادر است تنوع را به روش‌های مختلف شکل دهد. بر اساس بررسی صورت گرفته، نتایج نشان داد که غنای گونه‌ای به‌طور مثبت تحت تاثیر پیچیدگی شکل لکه قرار می‌گیرد [۲، ۱۳]. در واقع عناصر ناهمگنی سیمای سرزمین [۴۲] می‌تواند بر انواع پاسخ اکوسیستم‌ها از جمله برهم‌کنش بین گونه‌ای و درون گونه‌ای [۵۹]، ساختار جامعه و تنوع گونه‌های گیاهی [۱] در مقیاس‌های مختلف مکانی تاثیر بگذارد. به عبارتی، ناهمگنی سیمای سرزمین ممکن است تنوع زیستی را با تحت تاثیر قرار دادن نتیجه تعاملات بین گونه‌ای افزایش دهد. این تئوری پیش‌بینی می‌کند هر چه نرخ پراکندگی بین لکه‌های یک نوع پوشش کاهش یابد، به دلیل کاهش تعداد لکه‌های موجود در سیستم‌های منابع مصرفی، میزان همزیستی رقبا و رقبای ظاهری و همچنین پایداری لکه‌ها افزایش می‌یابد [۳]. در نتیجه با داشتن انواع پوشش بیشتر، از هر نوع پوششی در چشم‌انداز کمتر خواهد بود. این امر می‌تواند به‌طور غیرمستقیم تنوع زیستی را از طریق کاهش رقابت و پویایی اتصال لکه‌ها در سراسر جامعه متا افزایش دهد.

علی‌رغم طبیعت چندوجهی تنوع زیستی [۴۴]، که تنوع تاکسونومیک رایج‌ترین جزء کمی آن است و فراوانی و غنای گونه‌ای را در بر می‌گیرد، تنوع عملکرد نیز بخش مهمی از تنوع زیستی است [۵۷] که به‌عنوان تغییرپذیری و توزیع ویژگی‌ها [۹] و یا گوناگونی در ویژگی‌های عملکردی گونه‌های گیاهی محسوب می‌شود و به جنبه‌های مختلف تنوع در ترکیبات زیستی و نقش

در سطح لکه‌های جنگلی اعلام نمودند که قادر است ساختار و تبادلات اکولوژیکی حاکم بر منطقه را تغییر دهد، چرا که لکه‌های کوچک موجود در بین لکه‌های بزرگ و یکپارچه به‌عنوان جاپاهایی برای تبادلات اکولوژیکی محسوب می‌گردند [۷۴]. بنابراین حذف این قطعات علاوه بر کاهش مساحت لکه‌ها، امکان برقراری اتصال میان سایر لکه‌های بزرگ را کاهش می‌دهند و منجر به دور افتادگی لکه‌های طبیعی از هم خواهند شد. همچنین طی مطالعه‌ای بیان گردید که تکه‌تکه شدن زیستگاه باعث کاهش موفقیت زادآوری و بقا و افزایش رقابت می‌گردد و با تغییر سرعت مهاجرت‌ها به داخل و خارج، ساختار کلی جامعه تغییر می‌کند، در نتیجه منجر به کاهش غنای گونه‌ای می‌شود [۶۸]. هنگامی که مقدار مشخصی از مساحت زیستگاه بجای اینکه به‌عنوان یک تکه بزرگ باقی بماند، از طریق تکه‌تکه شدن در یک سیمای سرزمین گسترش می‌یابد، این امر موجب تشدید از دست رفتن و جدا افتادن زیستگاه‌ها شده [۲۶]، در نتیجه تنوع بتا افزایش پیدا می‌کند که نقش تعیین کننده‌ای در تعیین الگوهای تنوع زیستی در بین قطعات زیستگاه دارد. طبق مطالعه‌ای در یک چشم‌انداز تکه‌تکه شده از تکه‌های تحت توالی نشان داده شد که تنوع بتا در بین تکه‌های کوچک بیشتر از آرایش‌های مشابهی از نمونه‌ها در تکه‌های بزرگ بود [۱۱].

از طرف دیگر، خصوصیات لکه نیز بر خصوصیات اکولوژیک آن تاثیر می‌گذارد. در سیمای سرزمین، لکه‌های بزرگ‌تر گونه‌های بیشتری را در خود جای داده، رویش و دوام گونه‌های داخلی را افزایش می‌دهند و شرایط زیستی مناسب‌تری را فراهم می‌نمایند [۸]. بنابراین این لکه‌ها اتصالات قوی‌تری در سیمای سرزمین ایجاد کرده که در مقابل موانع و تهدیدات به‌خوبی مقاومت می‌کنند [۳۱].

جمعیت‌ها در جامعه توجه می‌نماید [۱۵] و توسط چندین مؤلفه نظیر غنای عملکردی^۱، یکنواختی عملکردی^۲ و واگرایی عملکردی^۳ تعیین کمیت می‌شود. تنوع عملکردی هم تحت تاثیر تنوع مبتنی بر فراوانی گونه‌ها و هم تحت تاثیر تفاوت‌های عملکردی بین گونه‌ها قرار دارد [۷]. لذا استفاده از آن به‌عنوان پاسخ به متغیرهای محیطی و پیش‌بینی کننده عملکرد جامعه، بینش‌های جدیدی در مورد مکانیسم‌های عملکرد جامعه ایجاد کرده [۳۸] و فرآیندهای سطح اکوسیستم را تعیین می‌نماید [۶۷].

طی پژوهشی بیان شد پاسخ گونه‌های فردی به تغییر زیستگاه تا حد زیادی به ویژگی‌های عملکردی آن‌ها وابسته است [۷۰]. این ویژگی‌ها که بر شایستگی گونه‌ها تاثیر می‌گذارند [۵۲]، سازگاری گونه‌ها با محیط را توصیف می‌نمایند و برای ارزیابی اثرات تخریب زیستگاه و تغییر شرایط بر تنوع زیستی بسیار مفید می‌باشند [۵۴]. در صورتی که با افزایش ناهمگنی، تعداد گونه‌های یک جامعه افزایش یابد، ویژگی‌های عملکردی گونه‌هایی که به تازگی به جامعه اضافه شده‌اند ممکن است با گونه‌هایی که قبلاً در جامعه وجود داشتند، تفاوت چندانی نداشته باشند. به عبارت دیگر، ناهمگنی سیمای سرزمین تاثیر مثبتی بر تنوع تاکسونومیک دارد، در حالی که تاثیر مثبت آن بر تنوع عملکردی ممکن است ضعیف یا غیر معنی‌دار باشد [۳۴].

تنوع بتای عملکردی نیز جنبه دیگری از تنوع زیستی است که نشان‌دهنده تغییرپذیری در ویژگی‌های عملکردی گونه‌ها در میان واحدهای نمونه‌برداری در یک ناحیه مشخص است [۶۵، ۴۸] که به‌طور عمده توسط دو پدیده مختلف از جمله روگشت مکانی^۴ تنوع گونه‌ای و آشیانه‌ای بودن زیستگاه شکل می‌گیرد که به ترتیب ناشی از دو فرآیند یعنی جایگزینی گونه‌ها و از بین رفتن گونه‌ها است [۳۷، ۳۵]. نتایج حاصل از تحقیقی وقوع فرآیند حذف را

³ Functional divergence⁴ Spatial turnover¹ Functional richness² Functional evenness

هدایت الگوهای تنوع زیستی در فرآیند از بین رفتن زیستگاه‌ها نه تنها به صورت متفاوت رفتار کرده و تاثیر جداگانه دارند بلکه این تکه تکه شدن می‌تولند با ایجاد ناهمگنی مکانی در سیمای سرزمین عامل مهمی در تغییرات زیستگاه‌ها باشد [۷۲]. از این رو بوم‌شناسان به دنبال کمی نمودن الگوی مکانی لکه‌ها در داخل سیمای سرزمین می‌باشند تا بتوانند تاثیر این الگوهای مکانی را بر مطلوبیت زیستگاه، مدیریت منابع و حفاظت از تنوع زیستی به دست آورند [۲۷]. متریک‌ها، ابزاری جهت کمی‌سازی الگوهای مکانی عناصر سیمای سرزمین هستند که وضعیت توزیع و ترکیب ساختارهای ناشی از عوامل طبیعی یا فعالیت‌های انسانی را نمایش می‌دهند [۳۶]. بنابراین با در نظر گرفتن اهمیت فزاینده تغییرپذیری در سیستم‌های اکولوژیکی، تحقیقات باید توجه بیشتری به ناهمگنی مکانی و تغییرپذیری زمانی در زمینه ساختار اکوسیستم‌ها داشته باشند [۴۸]. در نتیجه شناخت ترکیب و تنوع جوامع گیاهی و همچنین تغییرات آن‌ها در مقیاس‌های مکانی بزرگ می‌تواند توانایی ما را جهت پیش‌بینی اینکه چگونه اکوسیستم‌ها به تغییرات واکنش نشان می‌دهند، تقویت نماید. بنابراین، مطالعه حاضر با هدف بررسی تاثیر خصوصیات سیمای سرزمین بر تنوع گونه‌ای و تنوع عملکرد در منطقه نیمه‌استپی در استان چهارمحال و بختیاری انجام گردید.

۲. روش‌شناسی

۲.۱. منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در یک چشم‌انداز طبیعی از مراتع نیمه‌استپی در کوه زاگرس مرکزی در جنوب غربی ایران واقع شده است. این مراتع با مساحتی معادل ۷۷۱۲ هکتار، در فاصله ۴/۶۵ کیلومتری شهرستان بروجن در شرق استان چهارمحال و بختیاری قرار دارد. محدوده منطقه مورد مطالعه بین مدارهای ۵۱ درجه و ۱۷ دقیقه

طی بررسی‌های صورت گرفته نشان داده شد که غنای گونه‌ها ارتباط مثبت و معنی‌داری با مساحت لکه جنگلی [۵۸، ۱۸] و همچنین با مساحت جزیره [۶۳، ۲۴] داشت که این اصل معروف جغرافیای زیستی را تایید می‌کند که یک منطقه بزرگ‌تر از یک منطقه کوچک‌تر از گونه‌ها حمایت می‌کند [۶۴]. در مقابل لکه‌های کوچک‌تر به نسبت دارای اثر حاشیه‌ای بیشتری هستند، جمعیت و تعداد گونه‌های مرزی در آنها بیشتر شده که اغلب در سراسر سیمای سرزمین پراکنده می‌شوند و گونه‌های حساس درونی کاهش می‌یابد [۳۰]. در بررسی اثر حاشیه بر گونه‌های پستان‌داران نشان داده شد تراکم جمعیت در مناطق بزرگ‌تر که از زیستگاه درونی بیشتری برخوردارند سه برابر بیشتر از مناطق کوچک است. چنین نتیجه‌ای مؤید مطلوبیت مناطق با شکل دایره‌ای است که حداقل نسبت محیط به مساحت را دارا می‌باشند [۶۲]. طی تحقیقی به عمل آمده بیان شد که لکه‌های کوچک متعدد با توزیع تصادفی، تنوع زیستگاهی بیشتری نسبت به یک لکه بزرگ متمرکز دارند اما در عین حال دارای فضای زیستی کمتری برای جمعیت ساکن در خود می‌باشند [۲۲]. از طرفی لکه‌هایی که در نزدیکی سایر لکه‌های هم‌نوع یا یک لکه بزرگ قرار دارند، دارای شانس بیشتری جهت بازیابی جمعیت‌های از دست رفته برای اجتماع و کلونی شدن مجدد در طول زمان، نسبت به لکه‌های منزوی، جدامانده و جزیره‌ای هستند [۱۶] و به واسطه پیوستگی کافی در سیمای سرزمین، به فرآیند مهاجرت‌های طبیعی کمک می‌نمایند [۲۳]. در مطالعه‌ای که در سال ۲۰۱۶ صورت پذیرفت، نشان داد که اندازه لکه و فاصله تا نزدیک‌ترین لکه مشابه برای غنای علفزار از اهمیت خاصی برخوردار می‌باشد [۴۰]. علی‌رغم این واقعیت که گونه‌های گیاهی نشان داده‌اند که به محیط اطراف پاسخ قوی‌تری می‌دهند و به‌ندرت در فواصل طولانی‌تر پراکنده می‌شوند.

در سیماهای سرزمین تکه‌تکه شده مکانیسم‌های

و جاده‌ها می‌باشند، جهت تفکیک تیپ‌های گیاهی از روش تفسیر بصری استفاده شد که شامل تعیین پلی‌گون‌ها بر روی تصویر و سپس تعریف مناطق همگن با خصوصیات مشابه نظیر رنگ، شکل، سایه، بافت، الگو و اندازه بود تا نوع تیپ غالب و پوشش سطحی زمین تشخیص داده شود [۱۷]. با توجه به اینکه این نقشه مربوط به مراتع نیمه‌استپی بوده و فاقد پوشش درختی و درختچه‌ای است لذا تیپ غالب آن بوته‌ای‌ها و گراس‌ها می‌باشد. در این نقشه ابتدا لکه‌هایی که از نظر نوع گونه گیاهی همگن بوده، دارای ساختار نسبتاً یکسانی بودند و ماهیت طبیعی داشتند مشخص شدند. سپس ویژگی هر پلی‌گون بر اساس گونه‌های غالب یا نوع آشفتگی‌ها تفسیر و یک طبقه‌بندی کلی انجام گرفت. برای آگاهی از میزان صحت نقشه با طبیعت، در فصل بهار و هم‌زمان با رشد فعال گیاهان بازرسی میدانی جهت تعیین محدوده مکانی هر نوع تیپ گیاهی و انطباق آن‌ها با واقعیت زمینی (مساحت و مرز فضایی هر نوع تیپ گیاهی) انجام شد. برای این منظور بیش از ۲۰۰ نقطه به‌صورت منفرد در مرز هر نوع تیپ گیاهی برداشت شد و این نقاط به‌عنوان نقاط واقعیت زمینی در محیط نرم‌افزار ArcGIS بر روی تصویر ثبت شدند و صحت نقشه تهیه شده مورد بررسی قرار گرفت. سپس تیپ‌های گیاهی تشخیص داده شده حاصل مبتنی بر ارکان تفسیر بصری بر اساس گونه غالب و به روش فیزیونومیک (سیمای ظاهری) و فلورستیک (ترکیب گونه‌ای)، نام‌گذاری و به‌صورت آمار توصیفی بیان گردید. در نهایت ۷۵۰ لکه و ۷ نوع تیپ گیاهی شامل *Bromus tomentellus*, *Astragalus verus*, *Astragalus verus-Bromus*, *Scariola orientalis*, *Astragalus verus-Stipa*, *tomentellus*, *Bromus tomentellus-Stipa*, *hohenikeriana* و *Stipa hohenikeriana* که از نظر ویژگی‌های ساختاری از قبیل اندازه، محیط، مساحت، نسبت محیط به مساحت، شکل، فاصله تا لکه مشابه،

تا ۵۱ درجه و ۲۳ دقیقه طول شرقی و ۳۲ درجه و صفر دقیقه تا ۳۲ درجه و ۶ دقیقه عرض شمالی می‌باشد. این منطقه از نظر توپوگرافی عمدتاً دشتی بوده، پست‌ترین و بلندترین ارتفاع آن به ترتیب ۲۲۴۸ و ۲۳۷۳ متر از سطح دریا می‌باشد. متوسط بارش سالانه منطقه ۲۵۳ میلی‌متر (بیشتر در زمستان و اوایل بهار) و متوسط دمای سالانه نیز ۱۰/۸ درجه سانتی‌گراد است. طبق تقسیم‌بندی کوپن، این منطقه دارای اقلیم معتدل و سرد با تابستان‌های گرم و خشک است. گونه‌های غالب منطقه، گراس‌های چندساله و بوته‌ای‌ها نظیر *Bromus tomentellus*, *Stipa hohenackeriana*, *Noaea mucronate* می‌باشد. منطقه مورد نظر از لحاظ پوشش وضعیت یکسانی داشته و در حد وضعیت متوسط بوده است. در این منطقه ۵ واحد مدیریتی مجزا وجود دارد که در فصل بهار و تابستان حدود ۴۵۰۰ رأس واحد دامی کوچک در آن چرا می‌کنند. فصل چرا یک دوره ۱۲۰ روزه از اول خرداد و بعضی از سال‌ها از ۱۵ اردیبهشت شروع و تا ۱۵ شهریور ادامه می‌یابد. شدت چرای که در منطقه شکل می‌گیرد متوسط می‌باشد. با توجه به مطالعات انجام شده در سال‌های گذشته نشان داده شد که چرا نقشی در ایجاد لکه‌ها ندارد. لازم به ذکر است لکه‌هایی که حاصل تخریب، شخم، آتش‌سوزی، زراعت و یا انواع کاربری‌های دیگر بودند حذف شدند و به‌طور کلی لکه‌ها کاملاً طبیعی و با شرایط یکسان در نظر گرفته شدند.

۲.۲. شناسایی تیپ‌ها و لکه‌های گیاهی

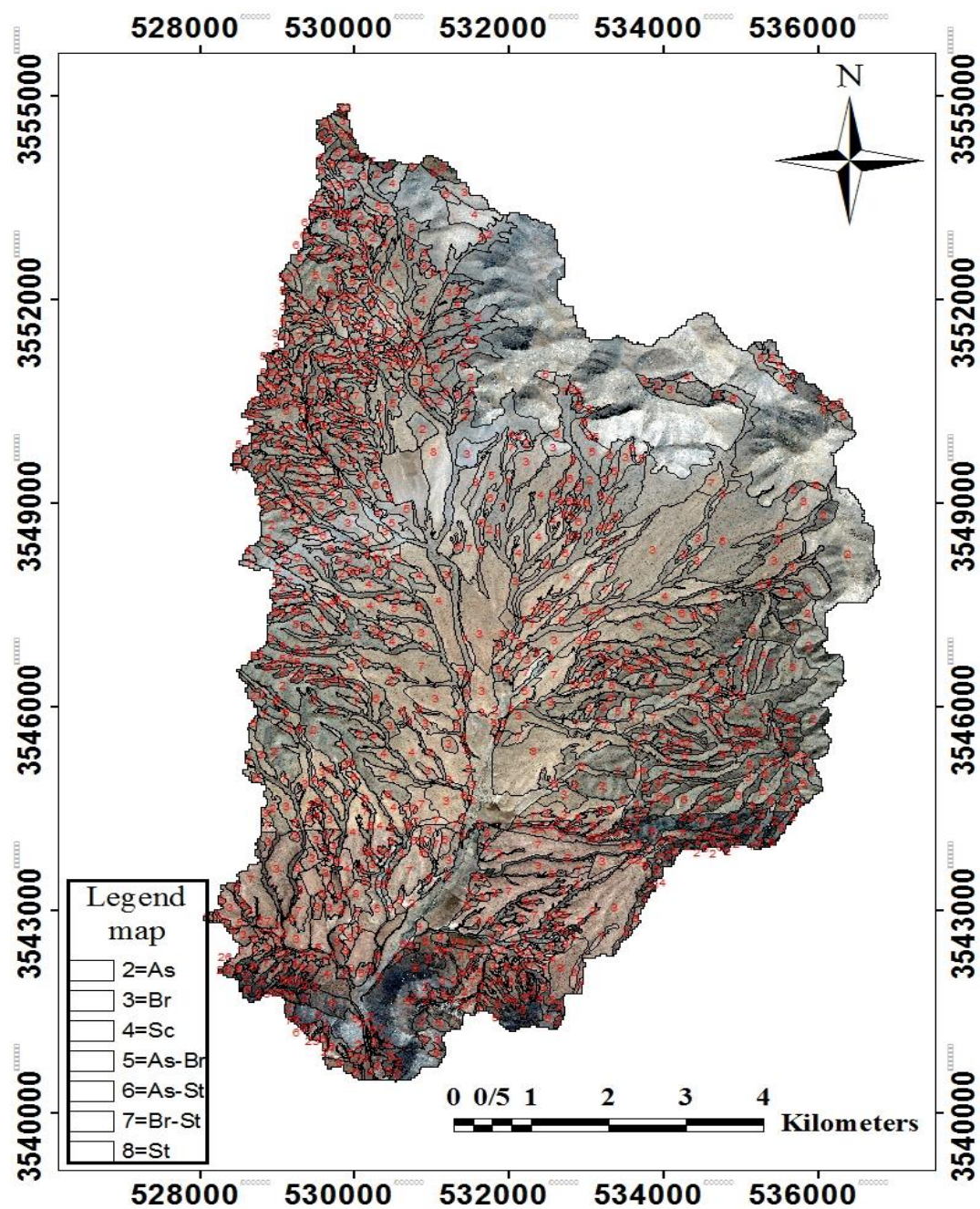
بدین منظور، ابتدا تصویر ماهواره‌ای منطقه مورد مطالعه (تصویر ماهواره WorldView2 با توان تفکیک مکانی ۴۶ سانتی‌متر برای باند پانکروماتیک و ۱/۸۵ متر برای باند چندطیفی) تهیه شد [۱۹]. سپس تصویر به محیط نرم‌افزار ArcGIS انتقال یافت و مرز منطقه مورد نظر بر روی آن مشخص گردید. از آنجایی که تصاویر گوگل‌ارث دارای مزایایی نظیر طبیعی بودن رنگ عوارض و پدیده‌ها، داشتن دید سه‌بعدی و تفکیک‌پذیری آبراهه‌ها

تراکم حاشیه، حاشیه کل و ... متفاوت بودند شناسایی شدند (شکل ۱ و ۲).

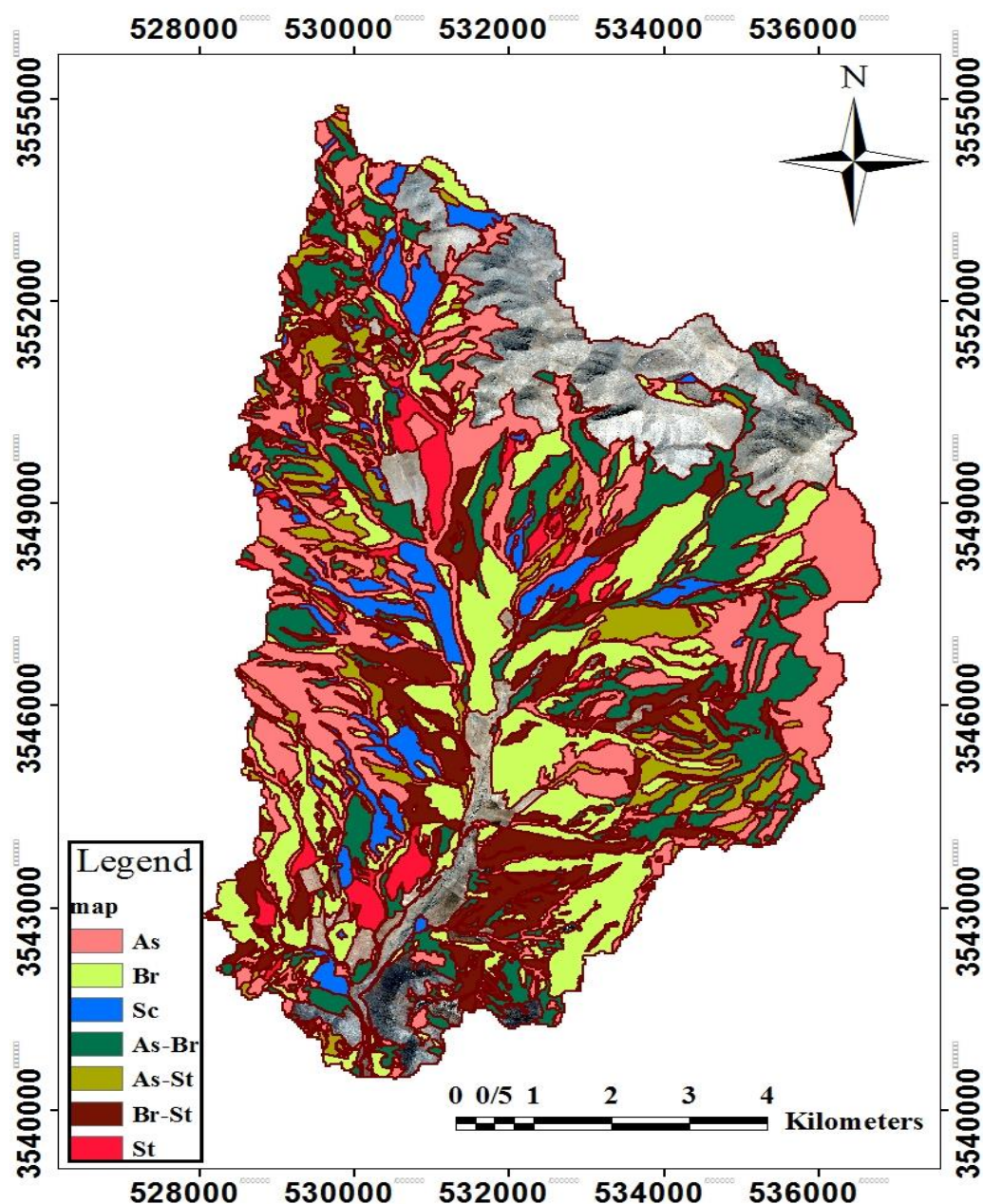
۲.۳. روش نمونه برداری از پوشش گیاهی

در این مطالعه، اندازه گیری ها در دو سطح لکه (یک ناحیه نسبتاً همگن از پوشش گیاهی) و کلاس (مجموعه ای از لکه های هم نوع یا متعلق به یک نوع پوشش گیاهی) انجام شد. در هر کلاس، به طور تصادفی لکه های مختلف که توزیع مناسبی در سطح منطقه داشتند توسط بررسی میدانی جهت نمونه برداری انتخاب شدند. سپس در هر لکه (بسته به اندازه هر لکه) ابتدا ۵ الی ۱۰

ماکروپلات 30×30 مترمربعی (برای جلوگیری از همپوشانی واحدهای نمونه برداری، حداقل فاصله دو ماکروپلات از هم ۴۰ متر در نظر گرفته شد) به طور تصادفی - سیستماتیک مستقر شد. نمونه برداری از پوشش تاجی به تفکیک فرم رویشی با استفاده از ۳ پلات 2×2 مترمربعی در هر ماکروپلات مطابق با زمان اوج فصل رشد گونه های گیاهی (اواسط اردیبهشت تا اواخر خرداد) انجام شد [۷۱]. در هر لکه، تعداد کل گونه ها نیز به عنوان غنای گونه ای مشاهده و ثبت شد. در مجموع ۸۰۰ پلات در داخل ۳۱ لکه نمونه برداری شد.



شکل ۱. شناسایی لکه‌های گیاهی و استخراج آن‌ها با ویژگی‌های ساختاری متفاوت به روش تفسیر بصری بر روی تصویر ماهواره‌ای



شکل ۲. تفکیک و طبقه‌بندی لکه‌های گیاهی همگن و با خصوصیات مشابه بر روی تصویر ماهواره‌ای

۲.۴. اندازه‌گیری ویژگی‌های عملکردی گیاهی

به منظور کمی کردن تنوع عملکردی گیاهان، علاوه بر فراوانی گونه‌ها، ویژگی‌های مختلف گیاهی مرتبط با عملکرد اکوسیستم نیز اندازه‌گیری شدند. با توجه به اینکه اندازه‌گیری ویژگی‌های تمام گونه‌ها امکان‌پذیر نیست، لذا

انتخاب گیاهان به‌گونه‌ای بوده که در مجموع حدود ۸۰ درصد ترکیب گیاهی جامعه را تشکیل دادند [۵۶]. سپس در سطح کلاس ۲۰ نمونه از ۱۰ پایه گیاهی قوی و به‌خوبی رشد یافته که از لحاظ دریافت نور و عوامل محیطی در محل مناسبی قرار داشتند انتخاب و

جمع‌آوری شدند [۱۲]. این ویژگی‌ها شامل ارتفاع گیاه، شاخص سطح ویژه برگ (SLA)، محتوای ماده خشک برگ (LDMC)، نیتروژن و فسفر برگ (LPC و LNC) و فرم رویشی رانکائر می‌باشند. شاخص SLA و LDMC طبق روابط (۱) و (۲) مورد محاسبه قرار گرفتند:

رابطه (۱) $SLA =$
میانگین وزن خشک برگ (گرم) / میانگین سطح برگ (سانتی‌متر)

رابطه (۲) $LDMC =$
میانگین وزن تر برگ (گرم) / میانگین وزن خشک برگ (گرم)

اندازه‌گیری ارتفاع گیاه با استفاده از متر نواری و در عرصه انجام شد. فسفر و نیتروژن محلول برگ در گیاهان مورد مطالعه به روش استیفان و همکاران اندازه‌گیری شد [۶۹]. در نهایت فرم رویشی رانکائر نیز بر اساس منابع موجود و مطالعات کتابخانه‌ای انجام گرفت.

۲.۵. محاسبه شاخص‌های تنوع

جهت تعیین کمیت تنوع، جنبه‌های مختلف تنوع تاکسونومیک، تنوع عملکرد و تنوع بتای عملکرد مورد محاسبه قرار گرفتند. کمی‌سازی شاخص‌های تنوع تاکسونومیک که شامل غنای گونه‌ای، یکنواختی و تنوع می‌باشد با استفاده از بسته آماری "Vegan" توسط نرم‌افزار R صورت گرفت.

جهت محاسبه شاخص‌های تنوع عملکرد، ابتدا بر اساس تعداد ویژگی‌ها، شاخص میانگین وزنی جامعه^۱ که متأثر از ویژگی گونه غلب است و از فراوانی گونه‌ای در تعیین سهم هر یک از گونه‌ها در تنوع استفاده شد و جهت نشان دادن ارزش عملکردی مورد انتظار از یک ویژگی در یک نمونه تصادفی از جامعه است برای هر یک از ویژگی‌های گیاهی به‌صورت مجزا محاسبه شد. از مهم‌ترین شاخص‌های مبتنی بر چند ویژگی نیز می‌توان

شاخص آنتروپی راثو^۲ [۶۱]، غنای عملکرد [۷۳]، یکنواختی عملکرد [۴۷] و واگرایی عملکرد [۴۵] را نام برد که می‌توانند با در نظرگیری و یا عدم در نظرگیری فراوانی گونه‌ای محاسبه گردند و گویای وجود تنوع و اختلاف در ویژگی‌های عملکردی گونه‌های گیاهی می‌باشند. شاخص‌های تنوع عملکرد با استفاده از دو ماتریس (گونه در پلات و ویژگی در گونه)، توسط بسته آماری "FD" در نرم‌افزار R انجام شد.

تنوع بتای عملکرد نیز که شامل مؤلفه‌های روگشت مکانی تنوع گونه‌ای، آشیانه‌ای بودن زیستگاه و بتای کل می‌باشد و از ضریب جاکارد برای عدم شباهت لکه‌ها استفاده شد، توسط بسته آماری "betapart" در نرم‌افزار R محاسبه گردید [۶]. در نهایت شاخص‌های تنوع یک کلاس با میانگین‌گیری از شاخص‌های مذکور در سطوح لکه محاسبه شدند (جدول ۱).

۲.۶. محاسبه شاخص‌های سیمای سرزمین

به منظور بررسی ساختار مکانی و تجزیه و تحلیل متریک‌های مختلف لکه‌های تشکیل‌دهنده سیمای سرزمین، از نرم‌افزار Fragstats استفاده شد [۴۶]. از آنجایی که هر تصویر محدوده‌ای از سیمای سرزمین مورد مطالعه است که چیدمان لکه‌ها را احاطه می‌کند، نقشه منطقه مورد مطالعه که بر اساس نوع پوشش طبقه‌بندی گردید به نرم‌افزار وارد شد. متریک‌ها بر اساس ابعادی که الگوی سیمای سرزمین را محاسبه می‌کنند به مقیاس لکه، کلاس و سیمای سرزمین دسته‌بندی می‌شوند. از آنجایی که در مقیاس سیمای سرزمین برای هر متغیر یک عدد به‌دست می‌آید، در مطالعه حاضر، از دو مقیاس لکه و کلاس استفاده شد. سپس متریک‌های مرسوم از قبیل مساحت، محیط، نسبت محیط به مساحت، شاخص شکل و فاصله اقلیدوسی نزدیک‌ترین همسایه در سطح لکه و متریک‌های تراکم حاشیه، حاشیه کل، مساحت کلی کلاس، تنوع شانون، غنای لکه، شاخص

¹ Community weight mean

² Rao's quadratic entropy

شکل و میانگین فواصل نزدیک‌ترین همسایه در سطح کلاس مورد محاسبه قرار گرفتند.

جدول ۱. نحوه محاسبه شاخص‌های تنوع

شاخص‌ها	فرمول	توضیح پارامترها
شاخص‌های تنوع تاکسونومیک		
غنای گونه‌ای	$S = N$	S: غنای گونه‌ای N: تعداد کل گونه‌های موجود در پلات
یکنواختی شانون	$J = \frac{H}{H_{max}} = \frac{\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i}{\ln s}$	J: شاخص یکنواختی شانون H: شاخص تنوع شانون Hmax: ماکزیمم شاخص تنوع pi: نسبت افراد یا وفور گونه i ام S: تعداد گونه
تنوع شانون	$H = - \sum_{i=1}^s P_i \ln P_i$	n: تعداد کل افراد در نمونه ni: تعداد افراد در گونه i Pi: نسبت افراد یا وفور گونه i ام Ln: لگاریتم در پایه n
شاخص‌های تنوع عملکرد		
میانگین وزنی جامعه (CWM)	$CWM = \sum_{i=1}^s W_i X_i$	s: تعداد کل گونه‌ها Wi: فراوانی نسبی گونه i Xi: ارزش ویژگی گونه i
مربع آنتروپی رانو (Rao)	$d_{ij} = \sum_{t=1}^T (X_{ti} - X_{tj})^2$ $Rao = \sum_{i=1}^s \sum_{j>1}^s d_{ij} P_i P_j$	dij: فاصله بین گونه‌های i و j Pi: فراوانی نسبی گونه i Pj: فراوانی نسبی گونه j برای یک ویژگی به صورت محدوده مینیمم-ماکزیمم
غنای عملکرد (FRic)	نشان‌دهنده گسترش فضای ویژگی عملکردی توسط جامعه می‌باشد.	برای بیش از یک ویژگی به صورت حجمی در فضای ویژگی‌ها
یکنواختی عملکرد (FEve)	$FEve = \frac{\sum_{b=1}^{s-1} \min\left(PEW_b, \frac{1}{s-1}\right) - \frac{1}{s-1}}{1 - \frac{1}{s-1}}$	PEWb: یکنواختی وزنی جزئی
واگرایی عملکرد (FDiv)	$\Delta d = \sum_{i=1}^s W_i \times (dG_i - \overline{dG})$ $\Delta d = \sum_{i=1}^s W_i \times dG_i - \overline{dG} $ $FDiv = \frac{\Delta d + \overline{dG}}{\Delta d + \overline{dG}}$	Wi: فراوانی نسبی گونه i dG: میانگین فاصله اقلیدوسی هر یک از گونه‌ها
شاخص‌های تنوع بتای عملکرد		
روگشت مکانی تنوع گونه‌ای	$\beta_{ITU} = \frac{2[\sum_{i<j} \min(b_{ij} \cdot b_{ji})]}{[\sum_i S_i - S_T] + [\sum_{i<j} \min(b_{ij} \cdot b_{ji})]}$	ITU: روگشت مکانی تنوع گونه‌ای ST و Si: تعداد گونه‌های موجود در سایت i و T bji و bij: تعداد گونه‌هایی که تنها در سایت‌های i و j یافت می‌شوند.
آشيانه‌ای بودن زیستگاه	$\beta_{JNE} = \frac{[\sum_{i<j} \max(b_{ij} \cdot b_{ji})] - [\sum_{i<j} \min(b_{ij} \cdot b_{ji})]}{[\sum_i S_i - S_T] + [\sum_{i<j} \min(b_{ij} \cdot b_{ji})] + \frac{[\sum_{i<j} \max(b_{ij} \cdot b_{ji})]}{\sum_i S_i - S_T}}$ $\times \frac{1}{[\sum_i S_i - S_T] + 2[\sum_{i<j} \min(b_{ij} \cdot b_{ji})]}$	JNE: آشيانه‌ای بودن زیستگاه

$$\beta_{JAC} = \frac{[\sum_{i < j} \min(b_{ij} \cdot b_{ji})] + [\sum_{i < j} \max(b_{ij} \cdot b_{ji})]}{[\sum_i S_i - S_T] + [\sum_{i < j} \min(b_{ij} \cdot b_{ji})] + [\sum_{i < j} \max(b_{ij} \cdot b_{ji})]}$$

JAC: تنوع بتای کل

تنوع بتای کل

۲.۷. آنالیز آماری

قبل از تجزیه و تحلیل آماری، ابتدا نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کلموگروف-اسمیرنوف [۳۳] و همگنی واریانس داده‌ها نیز توسط آزمون لیون [۳۹] مورد بررسی قرار گرفت. سپس روابط بین شاخص‌های تنوع مربوط به هر لکه در سطح سیمای سرزمین (متغیرهای پاسخ) و شاخص‌های متریک (متغیر مستقل) با استفاده از رگرسیون خطی مورد آنالیز قرار گرفت. در نهایت، ارتباطات موجود با استفاده از تحلیل سطح معنی‌داری و مقدار ضریب تبیین (R^2) تعیین شد.

۳. نتایج

۳.۱. سطح لکه

بررسی ارتباط خصوصیات سیمای سرزمین و شاخص‌های تنوع نشان داد که با افزایش مساحت لکه تنوع گونه‌ای افزایش یافته است. از طرفی نتایج بررسی ارتباط خصوصیات سیمای سرزمین و شاخص‌های تنوع عملکرد حاکی از آن است که ارتباط منفی و معنی‌داری بین متریک شکل با شاخص‌های تنوع عملکرد مبتنی بر یک ویژگی نظیر میانگین وزنی نیتروژن برگ ($P < 0.02$)، میانگین وزنی سطح ویژه برگ ($P < 0.03$) و میانگین وزنی فرم رویشی ژئوفیت‌ها ($P < 0.03$) مشاهده شد. مفهوم این امر آن است که افزایش متریک شکل لکه منجر به کاهش متغیرهای نام‌برده خواهد شد. از طرف دیگر با افزایش متریک شکل، میانگین وزنی فرم رویشی کامفیت‌ها ($P < 0.007$) افزایش معنی‌داری پیدا کرده است. به عبارتی، افزایش متریک ذکر شده موجب افزایش فرم رویشی کامفیت‌ها می‌گردد (شکل ۳).

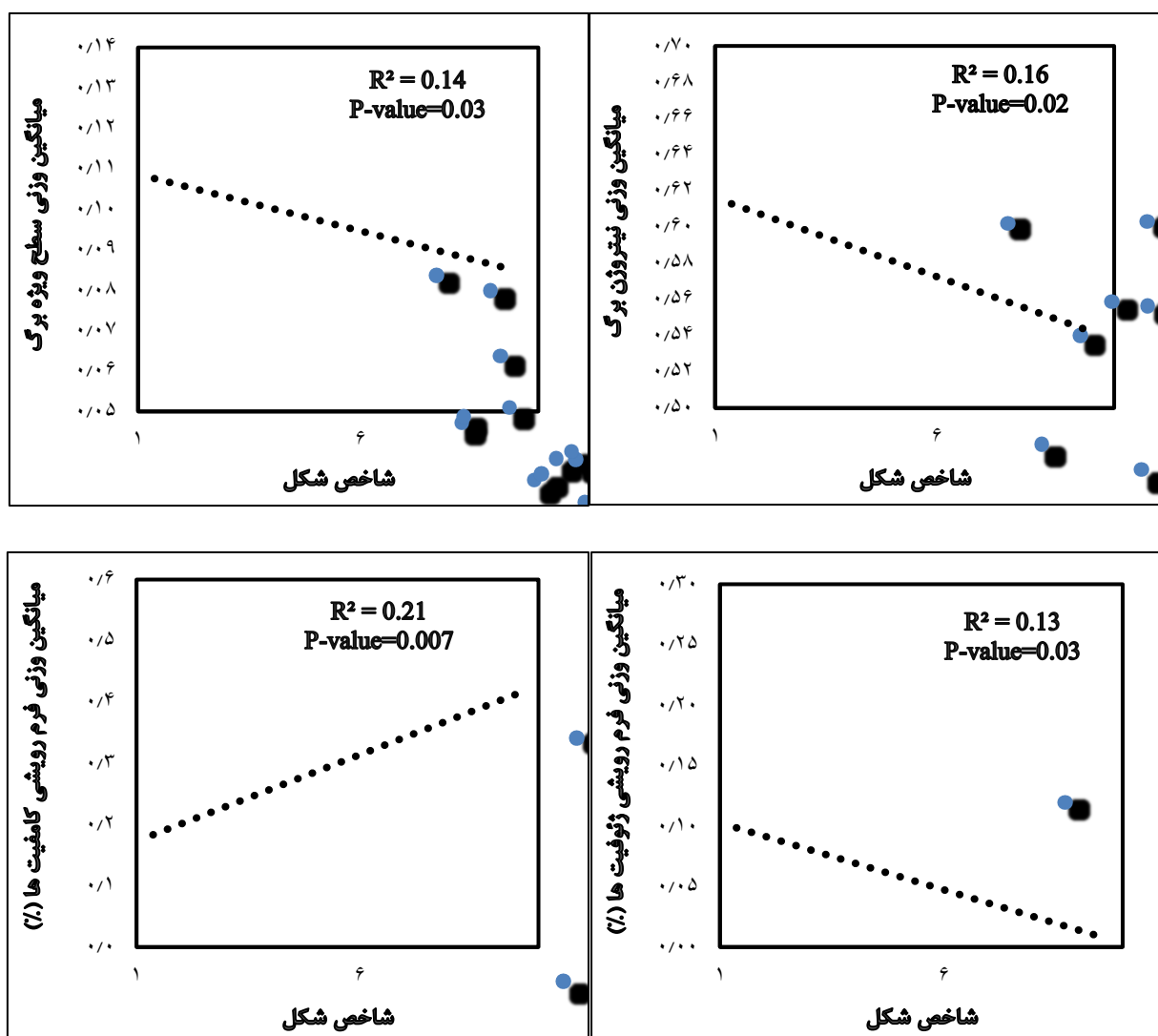
نتایج بررسی حاضر همچنین نشان داد متریک محیط لکه دارای ارتباط منفی و معنی‌داری با شاخص‌های تنوع عملکرد مبتنی بر یک ویژگی نظیر میانگین وزنی نیتروژن برگ ($P < 0.02$) است. این ارتباط بدین مفهوم است که با افزایش محیط لکه، میانگین وزنی نیتروژن برگ کاهش می‌یابد. همچنین یک رابطه منفی و معنی‌دار بین متریک نسبت محیط به مساحت لکه با شاخص‌های تنوع عملکرد مبتنی بر یک ویژگی از قبیل میانگین وزنی فسفر برگ ($P < 0.01$) و میانگین وزنی فرم رویشی همی کریپتوفیت‌ها ($P < 0.02$) وجود داشت. با این توضیح که افزایش متریک نسبت محیط به مساحت سبب کاهش هر یک از متغیرهای مورد اشاره خواهد شد. در حالی که رابطه مثبتی با میانگین وزنی فرم رویشی کامفیت‌ها ($P < 0.01$) نشان داد (شکل ۴).

همان‌گونه که از نتایج حاصل از رگرسیون خطی ساده مشاهده می‌گردد به‌طور مشابهی متریک فاصله اقلیدوسی نزدیک‌ترین همسایه نیز دارای ارتباط منفی و معنی‌داری با شاخص‌های تنوع عملکرد مبتنی بر چند ویژگی مانند شاخص راثو ($P < 0.05$) و واگرایی عملکرد ($P < 0.01$) است. به‌طوری که افزایش فاصله اقلیدوسی نزدیک‌ترین همسایه، موجب کاهش هر یک از عناصر ذکر شده خواهد شد. بررسی نتایج به‌دست آمده همچنین حاکی از آن است که یک رابطه منفی و معنی‌دار بین متریک نسبت محیط به مساحت لکه با تنوع بتای عملکرد (روگشت مکانی تنوع گونه‌ای) ($P < 0.02$) و تنوع بتای عملکرد (کل) ($P < 0.04$) مشاهده گردید. به‌طوری که افزایش متریک نسبت محیط به مساحت لکه موجب کاهش هر یک از شاخص‌های تنوع مذکور خواهد شد (شکل ۵).

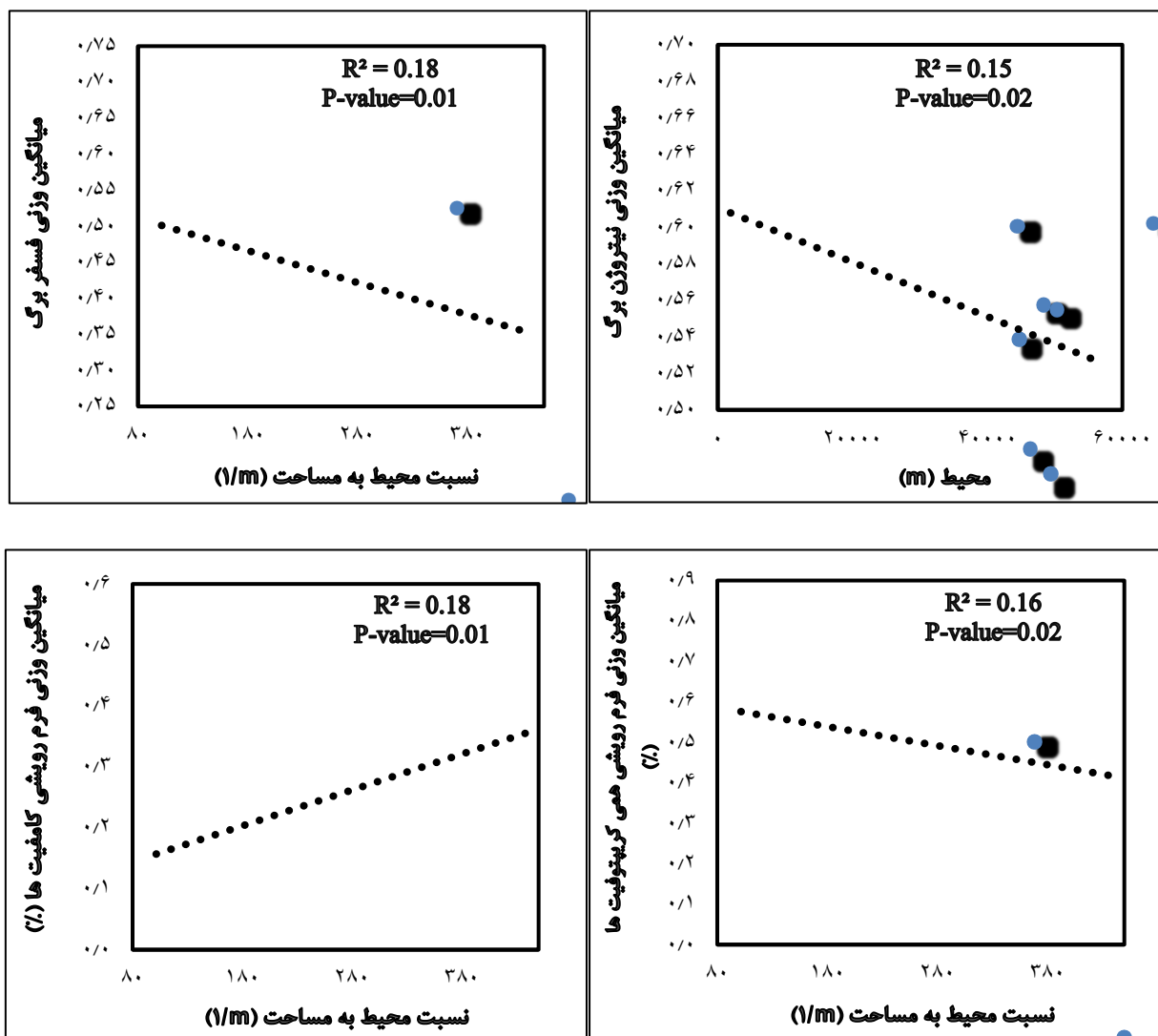
۳.۲. سطح کلاس

شد. همان‌طوری که از نتایج بررسی ارتباط خصوصیات سیمای سرزمین و شاخص‌های تنوع عملکرد بر می‌آید میانگین متریک شکل ارتباط منفی و معنی‌داری با شاخص‌های تنوع عملکرد مبتنی بر یک ویژگی نظیر میانگین وزنی نیتروژن برگ ($P\text{-value}=0.03$) و میانگین وزنی کلروفیل برگ ($P\text{-value}=0.01$) نشان داد. به‌طوری‌که افزایش میانگین متریک شکل موجب کاهش متغیرهای اشاره شده می‌گردد (شکل ۶).

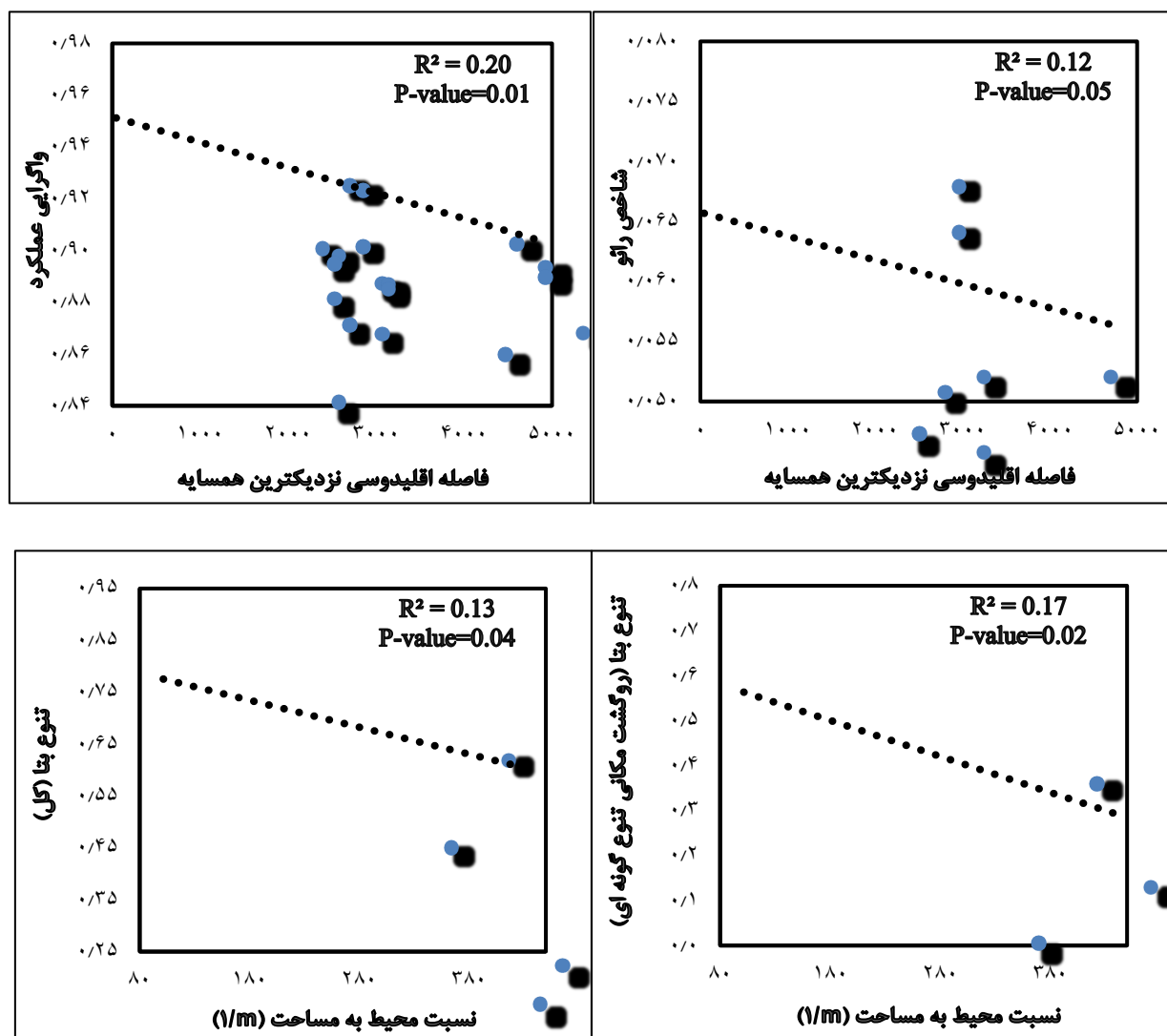
نتایج به‌دست آمده از بررسی ارتباط خصوصیات سیمای سرزمین و شاخص‌های تنوع نشان داد در سطح کلاس، متریک میانگین فاصله اقلیدوسی نزدیک‌ترین همسایه دارای ارتباط منفی و معنی‌داری با شاخص‌های تنوع تاکسونومیک شانون ($P\text{-value}=0.05$) و غنای گونه‌ای ($P\text{-value}=0.02$) می‌باشد. با این توضیح که افزایش متریک میانگین فاصله اقلیدوسی نزدیک‌ترین همسایه موجب کاهش هر یک از عناصر مذکور خواهد



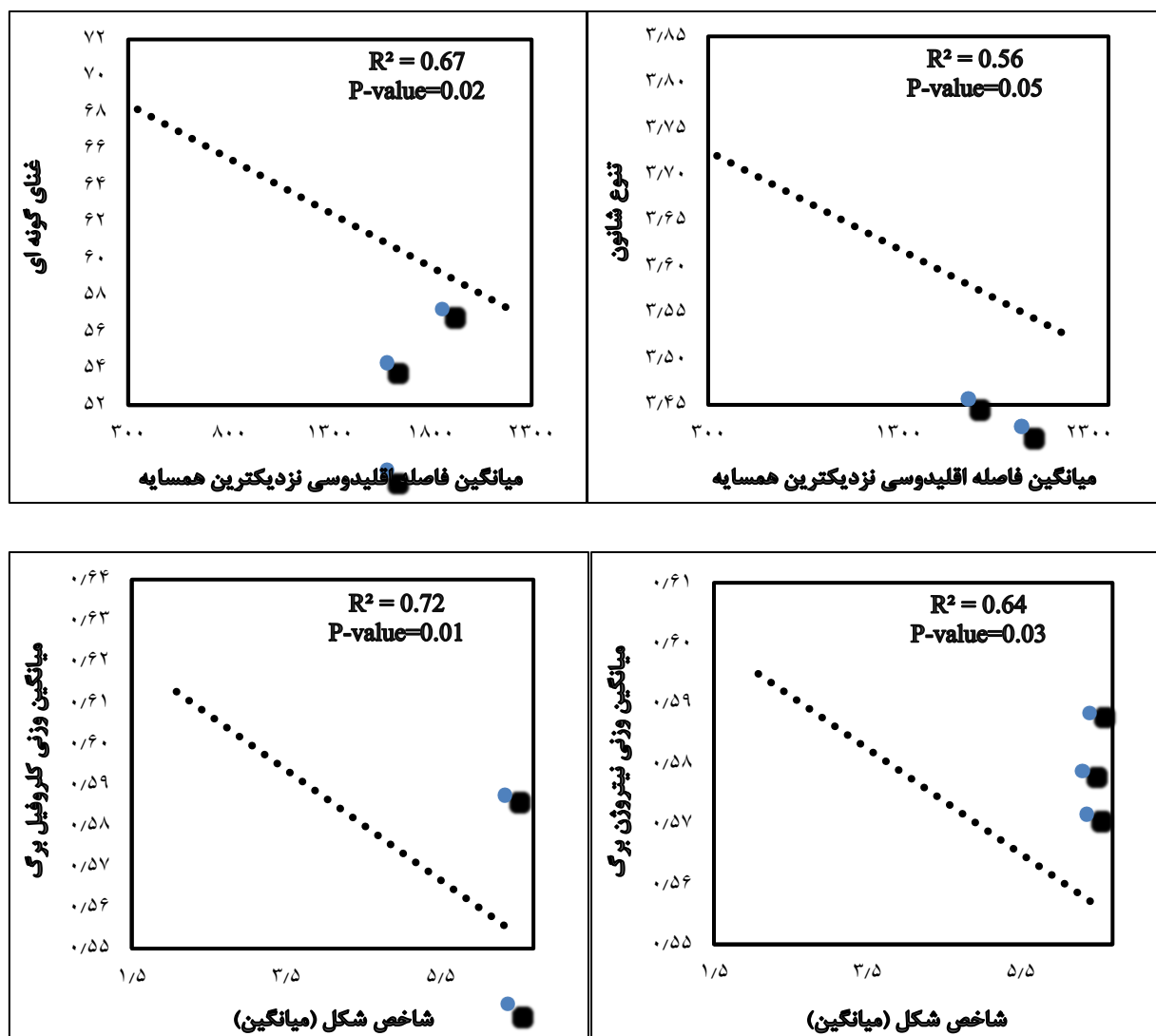
شکل ۳. رگرسیون خطی ساده بین خصوصیات سیمای سرزمین (شکل لکه) و شاخص‌های تنوع عملکرد مبتنی بر یک ویژگی در سطح لکه



شکل ۴. رگرسیون خطی ساده بین خصوصیات سیمای سرزمین (محیط و نسبت محیط به مساحت لکه) و شاخص‌های تنوع عملکرد مبتنی بر یک ویژگی در سطح لکه



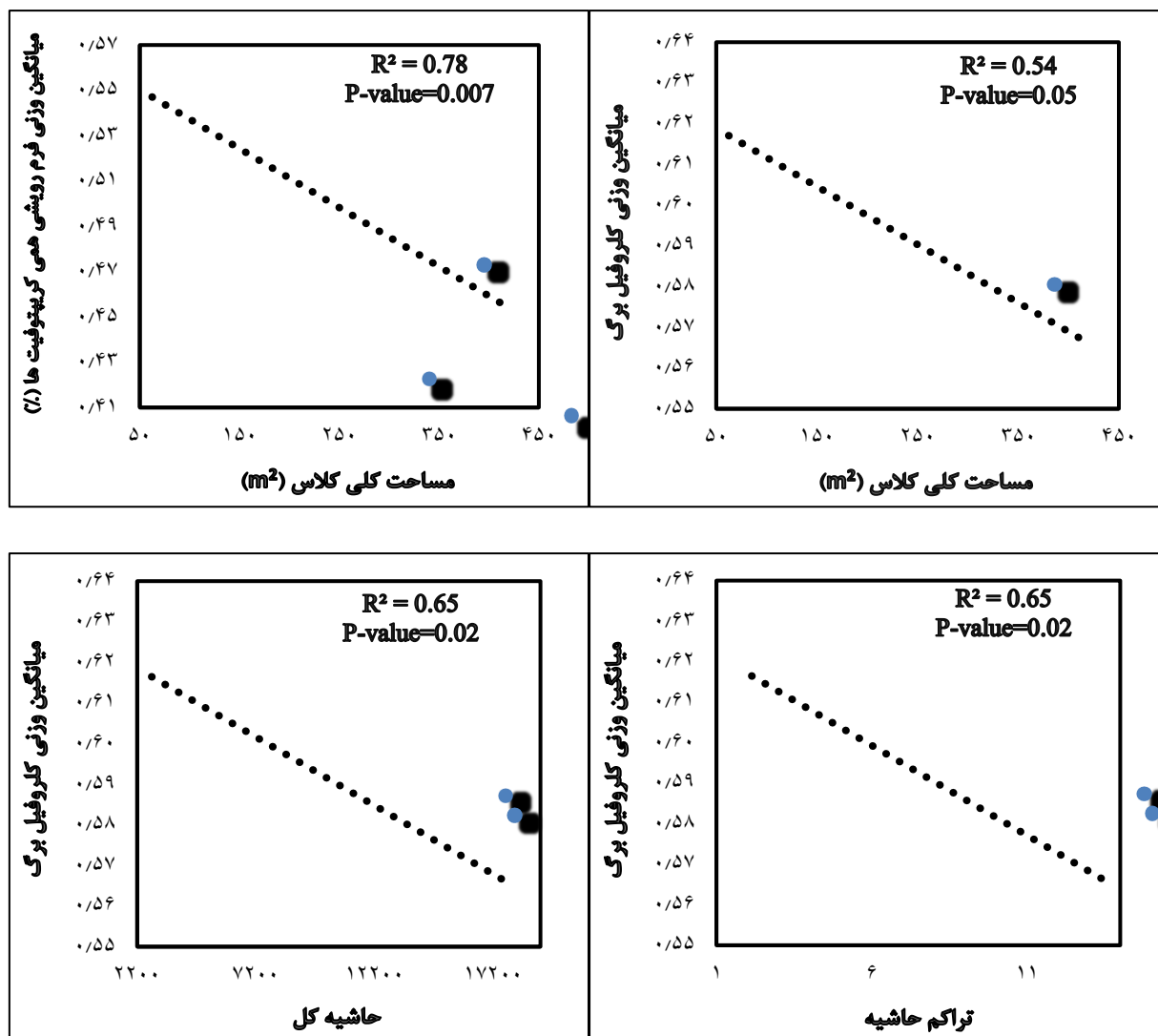
شکل ۵. رگرسیون خطی ساده بین خصوصیات سیمای سرزمین (فاصله اقلیدوسی نزدیکترین همسایه و نسبت محیط به مساحت لکه) و شاخص‌های تنوع عملکرد مبتنی بر چند ویژگی و تنوع بتای عملکرد در سطح لکه



شکل ۶. رگرسیون خطی ساده بین خصوصیات سیمای سرزمین (میانگین فاصله اقلیدوسی نزدیک‌ترین همسایه و متریک شکل) و شاخص‌های تنوع تاکسونومیک و تنوع عملکرد مبتنی بر یک ویژگی در سطح کلاس

است که روابط منفی و معنی‌داری بین متریک تراکم حاشیه با میانگین وزنی کلروفیل برگ ($P\text{-value}=0.02$) وجود داشت. از طرفی با افزایش متریک حاشیه کل نیز، میانگین وزنی کلروفیل برگ ($P\text{-value}=0.02$) به‌طور معنی‌داری کاهش پیدا کرده است. این ارتباطات بدین مفهوم است که افزایش متریک تراکم حاشیه و حاشیه کل موجب کاهش شاخص‌های تنوع ذکر شده می‌گردند (شکل ۷).

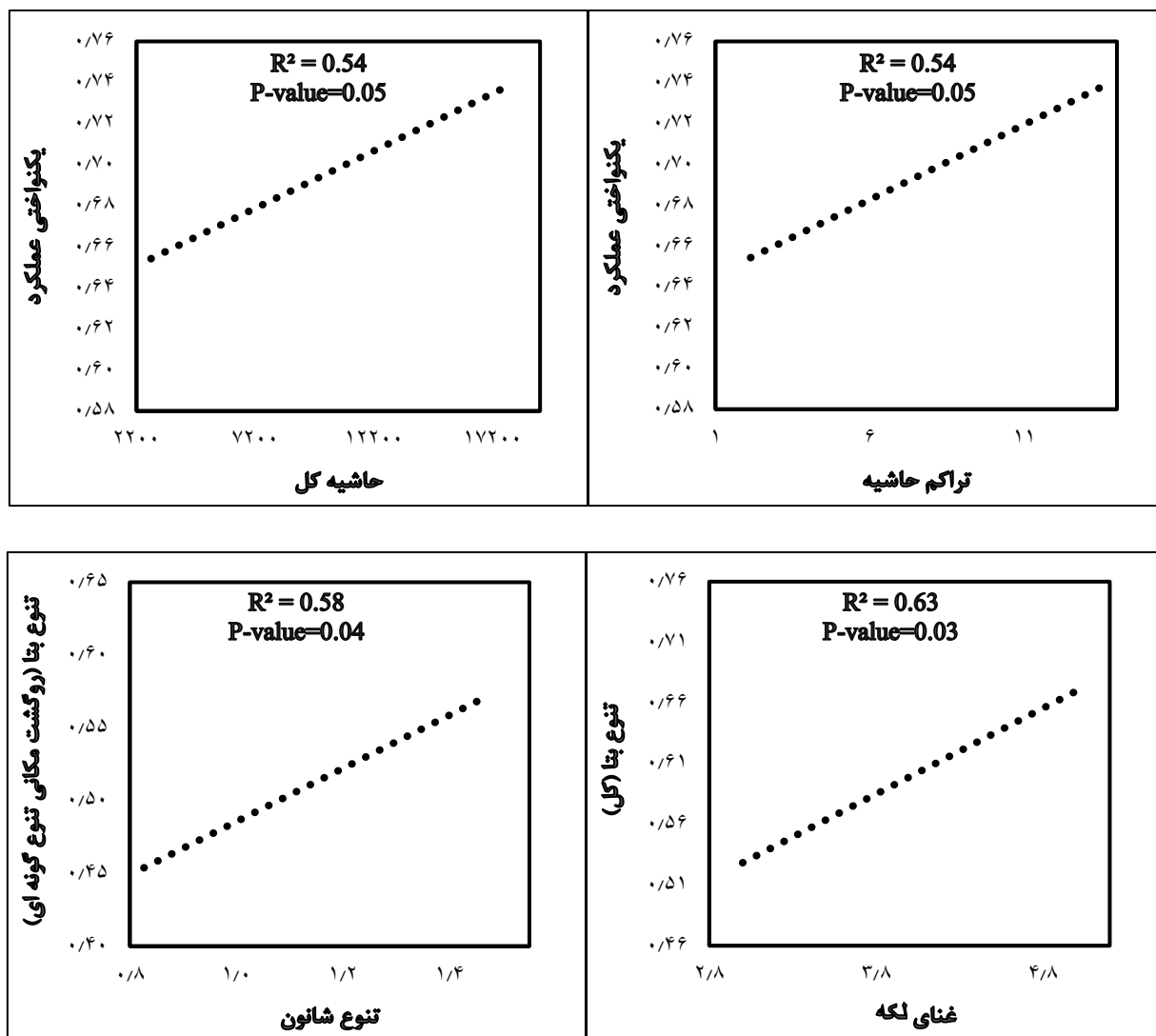
نتایج مطالعه حاضر همچنین نشان داد که متریک مساحت کلی کلاس با شاخص‌های تنوع عملکرد مبتنی بر یک ویژگی از قبیل میانگین وزنی کلروفیل برگ ($P\text{-value}=0.05$) و میانگین وزنی فرم رویشی همی-کریپتوفیت‌ها ($P\text{-value}=0.007$) ارتباط منفی و معنی‌داری دارد. مفهوم این امر آن است که با افزایش متریک مساحت کلی کلاس متغیرهای مورد اشاره کاهش پیدا می‌کنند. نتایج حاصل همچنین مؤید این مطلب



شکل ۷. رگرسیون خطی ساده بین خصوصیات سیمای سرزمین (مساحت کلی کلاس، تراکم حاشیه و حاشیه کل) و شاخص‌های تنوع عملکرد مبتنی بر یک ویژگی در سطح کلاس

تنوع بتای عملکرد (کل) ($P\text{-value} = 0.03$) شده است. به‌طور مشابهی، متریک تنوع شانون رابطه مثبت و معنی‌داری با تنوع بتای عملکرد (روگشت مکانی تنوع گونه‌ای) ($P\text{-value} = 0.04$) نشان داده است. با این توضیح که افزایش غنای لکه و تنوع شانون منجر به افزایش شاخص‌های تنوع ذکر شده می‌گردند (شکل ۸).

همان‌گونه که از نتایج حاصل استنباط می‌شود، رابطه مثبت و معنی‌داری بین متریک تراکم حاشیه ($P\text{-value} = 0.05$) و حاشیه کل ($P\text{-value} = 0.05$) با یکنواختی عملکرد مشاهده گردید. نتایج به‌دست آمده از رگرسیون خطی ساده همچنین حاکی از آن است که افزایش غنای لکه در سطح سیمای سرزمین موجب افزایش معنی‌دار



شکل ۸. رگرسیون خطی ساده بین خصوصیات سیمای سرزمین (تراکم حاشیه، حاشیه کل، غنای لکه و تنوع شانون) و شاخص‌های تنوع عملکرد مبتنی بر چند ویژگی و تنوع بتای عملکرد در سطح کلاس

۴. بحث و نتیجه‌گیری

ساختارهای سیمای سرزمین می‌شوند [۴۱]، در نتیجه موجب تغییرات در خصوصیات تنوع زیستی به‌ویژه تنوع گونه‌ای و تنوع عملکرد می‌گردند. با وجود اهمیت موضوع مورد مطالعه تاکنون مطالعات اندکی در این زمینه در ایران انجام گرفته است که اکثر آن‌ها محدود به پرنده‌گان می‌باشد.

فرآیندهای اکولوژیکی و زیستی موجود در مقیاس‌های متفاوت مکانی و زمانی منجر به ایجاد ناهمگنی در سیمای سرزمین شده [۳۶]، به‌طوری‌که الگوی ساختار سیمای سرزمین را به‌طور قابل‌توجهی تغییر می‌دهند. این فرآیندها موجب تکه‌تکه شدن شدید و از هم‌گسیختگی

انزوای یک زیستگاه اتفاق می‌افتد [۴۳]. در این تئوری ارتباط دو ویژگی اندازه و فاصله جزیره با استقرار و انقراض گونه‌ها بیان می‌گردد. تعداد گونه یک جزیره در نتیجه توازن بین گونه‌های جدیدی است که از طریق مهاجرت و انقراض گونه‌های موجود حاصل می‌شود. در جزایر کوچک‌تر کیفیت زیستگاه کمتر شده و با کاهش ناهمگنی‌های محیطی کاهش اختلاف آشیانه‌ای شکل می‌گیرد. این موضوع باعث می‌شود رقابت درون و بین گونه بیشتر، جمعیت گونه کمتر و میزان انقراض گونه زیاد گردد. کاهش اختلاف آشیانه‌ای موجب یکسان شدن ویژگی‌های گیاهی هر لکه شده و واریانس ویژگی‌های گیاهی درون لکه‌ها کاهش می‌یابد. در حقیقت این موضوع باعث چیرگی یکسری گونه خاص با ویژگی‌های شبیه به هم شده و بجای افزایش تنوع عملکرد، افزایش در چیرگی یک ویژگی گیاهی را موجب می‌گردد. برای مثال در لکه‌های مورد بررسی این موضوع در خصوص چیرگی گیاهان بوته‌ای و کاهش همی کریپتوفیت‌ها در لکه‌های بزرگ‌تر به‌طور کامل به چشم می‌خورد.

نتایج شاخص‌های دیگر سیمای سرزمین نظیر شکل، محیط لکه، تراکم حاشیه و حاشیه کل نشان داد که این شاخص‌ها با تنوع گونه‌ای و تنوع عملکرد ارتباط معنی‌داری دارند. برای مثال ارتباط منفی و معنی‌داری بین متریک شکل با شاخص‌های میانگین وزنی نیتروژن برگ، سطح ویژه برگ، کلروفیل برگ و فرم رویشی ژئوفیت‌ها مشاهده شد. از طرف دیگر با افزایش متریک شکل، میانگین وزنی فرم رویشی کامفیت‌ها افزایش معنی‌داری پیدا کرده است. متریک محیط لکه نیز دارای ارتباط منفی و معنی‌داری با میانگین وزنی نیتروژن برگ است. همچنین رابطه مثبت و معنی‌داری بین متریک تراکم حاشیه و حاشیه کل با یکنواختی عملکرد مشاهده شد. در حالی که روابط منفی و معنی‌داری بین متریک‌های مذکور با میانگین وزنی کلروفیل برگ وجود داشت. این شاخص‌ها در سیمای سرزمین تعیین کننده نرخ مهاجرت

نتایج حاصل از تحقیق حاضر نشان داد که با افزایش مساحت لکه تنوع گونه‌ای افزایش یافته است. این موضوع به دو دلیل می‌تواند باعث افزایش غنا و تنوع گونه‌ای گردد. با افزایش مساحت لکه احتمال افزایش کیفیت لکه افزایش می‌یابد که از آن به‌عنوان شرایط استقرار گونه‌ای نام می‌برند که یکی به‌دلیل کاهش رقابت درون و بین گونه‌ای و آزادسازی گونه‌ها از رقابت که موجب افزایش تنوع می‌شود [۵۸، ۶۳]. از طرف دیگر امکان ایجاد ناهمگنی‌های محیطی (خاک و ...) زیادتر شده و شرایط استقرار به‌دلیل افزایش اختلافات آشیانه‌ای را مهیا می‌کند. دلیل دیگر این است که لکه‌های بزرگ‌تر پذیرای گونه‌های بیشتری از اطراف هستند و در صورت حذف یک گونه از آنها قدرت جایگزینی بیشتری در فرد یا گونه از دست رفته را دارند [۳۶]. در نتیجه افزایش غنای گونه‌ای با افزایش مساحت منطقه را می‌توان به وجود زیستگاه مطلوب‌تر و تامین نیاز گونه‌ای در منطقه‌های با مساحت بیشتر مرتبط دانست. واضح است که لکه‌های زیستگاهی بزرگ‌تر و پیوسته می‌توانند گونه‌های بیشتری را در خود جای داده و شرایط زیستی مناسب‌تری را برای آنها فراهم نمایند. این موضوع به‌خصوص در مورد گونه‌های داخلی که اغلب حساس‌تر هستند مهم است، چرا که به علت از بین رفتن زیستگاه مناسب، در چنین شرایطی این گونه‌ها با خطر انقراض محلی مواجه می‌شوند [۲۷]. این نتایج با یافته‌های یک تحقیق [۶۶] که بیان می‌دارد مقدار شاخص تنوع شانون در لکه‌های جنگلی با مساحت بیشتر از ۳۰۰ هکتار بیشترین مقدار بوده است مطابقت دارد.

نتایج تحقیق حاضر همچنین حاکی از آن است که متریک مساحت کلی کلاس با شاخص‌های تنوع عملکرد نظیر میلنگین وزنی کلروفیل برگ و فرم رویشی همی کریپتوفیت‌ها ارتباط منفی و معنی‌داری دارد. با افزایش مساحت لکه‌ها افزایش غنا و تنوع گونه‌ای اتفاق می‌افتد [۱۸، ۲۴، ۵۸، ۶۳]. بر اساس تئوری جزایر زیستی، کاهش غنای گونه‌ها با کاهش مساحت و افزایش

در معرض از دست دادن گونه هستند با سرعت کمتری از لکه‌های دورتر گونه گیاهی در آنها مستقر شود و این موضوع باعث کاهش تنوع گونه‌ای در آنها شود [۵۱، ۶۸]. با کاهش تنوع گونه‌ای لکه‌هایی که در فواصل دورتر از بقیه لکه‌های هم‌نوع قرار می‌گیرند این احتمال وجود دارد که تنها گونه‌های مقاوم‌تر به شرایط لکه، توان ماندگاری و حفظ جمعیت خود را داشته باشند و این موضوع تنها گیاهانی با ویژگی‌های شبیه به هم را شامل گردد [۲۴، ۵۸، ۶۳] و در نتیجه کاهش تنوع عملکرد گونه‌ای را به‌همراه داشته باشد. کاهش تنوع عملکرد در این لکه‌ها به‌دلیل دوری آنها از لکه‌های هم‌نوع موجب کاهش عملکرد اکوسیستمی و پایداری لکه‌ها در طی زمان در مواجهه با رخدادهای طبیعی می‌گردد.

یکی دیگر از جنبه‌های تنوع عملکرد که در این مطالعه مورد ارزیابی قرار گرفت تنوع بتای عملکرد است که در حقیقت بیانگر ناهمگنی مکانی در خصوصیات تنوع عملکرد است. نتایج نشان داد تنوع بتای عملکرد با افزایش غنای لکه افزایش یافته است. همچنین متریک تنوع شانون نیز رابطه مثبت و معنی‌داری با تنوع بتای عملکرد داشته است. این موضوع می‌تواند ناشی از افزایش آشیان‌های اکولوژیک و رهاسازی رقابت در سطوح بالاتر باشد. زیرا هنگامی که سیمای سرزمین تنها از یک لکه تشکیل شده باشد، تنوع آن صفر و هرچه انواع لکه‌ها و سهم نسبی مساحت آن‌ها در سیمای سرزمین افزایش یابد تنوع سیمای سرزمین نیز زیاد می‌گردد. این امر موجب می‌گردد گروه‌ها و گونه‌های مختلفی در کنار همدیگر قرار گیرند. وقتی تعداد گونه افزایش پیدا می‌کند، شانس اینکه تعداد گونه با ویژگی‌های متفاوت‌تری در داخل لکه‌ها حضور یابند بیشتر است. در نتیجه انتظار می‌رود که شاخص‌های تنوع عملکرد نیز افزایش پیدا کنند [۲۴]. همچنین با افزایش ناهمگنی‌های مکانی، امکان افزایش ناهمگنی در ترکیب ویژگی‌های گیاهی افزایش می‌یابد و با توجه به اینکه این موضوع در

و پراکنش گونه‌ها در طی زمان هستند [۱۳]. برای مثال هرچه نسبت محیط به مساحت بیشتر باشد نشان می‌دهد که گونه‌های بیشتری می‌توانند با سرعت بیشتری به لکه اضافه و یا خارج شوند. این موضوع در خصوص تراکم حاشیه و میزان حاشیه کل لکه‌ها نیز صادق است. با افزایش تراکم حاشیه لکه‌ها فضای بیشتری برای گونه‌ها فراهم می‌شود تا بین لکه‌ها مهاجرت کرده و مستقر شوند این موضوع به‌همراه افزایش در مساحت لکه و افزایش ناهمگنی محیطی حاصل از آن، گونه‌هایی با ویژگی‌های متفاوتی را در لکه مستقر می‌کند که این امر در خصوص انواع گیاهان بوته‌ای (کامفیت‌ها) صادق بوده و بوته‌ای‌هایی با تفاوت زیاد در ویژگی‌های گیاهی را مستقر کرده است که شامل انواع گونه‌ها مانند *Astragalus verus* و *Astragalus susianus* شده است. با افزایش این قبیل گونه‌ها، در نتیجه تنوع در شاخص میانگین وزنی نیتروزن و سطح ویژه برگ کاهش یافته است. نتایج حاصل از این تحقیق با گزارشات [۲، ۱۳] مغایرت دارد که ناشی از حضور گونه‌های بوته‌ای در این مطالعه و تاثیر آنها بر شاخص میانگین وزنی ویژگی‌های گیاهی است. نتایج حاصل از این تحقیق در خصوص تراکم حاشیه با یافته‌های [۶۲] مطابقت دارد. کاهش متریک تراکم حاشیه در داده‌های واقعیت زمینی و پیش‌بینی شده بیانگر کاهش ناهمگنی مکانی می‌باشد. نتایج به‌دست آمده نشان می‌دهد که افزایش وسعت و کاهش حاشیه منجر به افزایش زیستگاه‌های درونی منطقه می‌گردد، در نتیجه به امنیت بیشتر این مناطق برای گونه‌های درون زیستگاه کمک می‌نماید.

نتایج این مطالعه نشان داده است که با افزایش متریک فاصله اقلیدوسی نزدیک‌ترین همسایه تنوع شانون گونه‌ای، غنای گونه‌ای، شاخص رائو و واگرایی عملکرد کاهش یافت. متریک فاصله اقلیدوسی نشان‌دهنده دور افتادن لکه‌های هم‌نوع از یکدیگر است و با افزایش میزان فاصله لکه‌ها از یکدیگر این احتمال وجود دارد که لکه‌هایی که

مقیاس‌های بزرگ‌تر شکل می‌گیرد منجر به افزایش تنوع بتای عملکرد می‌شود. این موضوع را نیز می‌توان به مبحث افزایش مساحت لکه‌ها و افزایش ناهمگنی‌های آنها ربط داد که لکه‌های بزرگ‌تر تنوع بتای عملکرد بیشتری داشته و با افزایش تعداد گونه در نتیجه اختلافات آشیانه‌ای آنها، تنوع بتا افزایش می‌یابد [۶۳].

همان‌طور که از نتایج بر می‌آید معیارهای ناهمگنی چشم‌انداز، تمامی پارامترهای تنوع و به‌ویژه تنوع عملکرد ارزیابی شده در تحقیق حاضر را تحت تاثیر قرار داد. در واقع، در این مطالعه مشخص گردید که غنا و ترکیب گونه‌های گیاهی به‌طور قابل توجهی به ناهمگنی زیستگاه و اتصال چشم‌انداز در مقیاس‌های مکانی مختلف واکنش نشان می‌دهند. به‌طور کلی نتایج مؤید این موضوع است که ساختار چشم‌انداز تعیین کننده تنوع گونه‌ای در مقیاس‌های لکه و کلاس است و با تاثیری که ساختار چشم‌انداز بر تنوع گونه‌ای گذاشته است ترکیب ویژگی‌های گیاهی نیز تغییر کرده و می‌توان نتیجه گرفت که با تغییرات خصوصیات لکه و کلاس عملکرد اکوسیستمی نیز به احتمال زیاد تغییر خواهد کرد.

همچنین نتایج مؤید این موضوع است که اندازه‌گیری ترکیب ویژگی گونه‌ها و تنوع عملکرد گونه‌ای می‌تواند بینش بیشتری نسبت به فرآیندهای اکولوژیکی رخ داده در یک چشم‌انداز تکه‌تکه شده نسبت به جنبه‌های دیگر مانند تعداد گونه‌ها ارائه کند. با این حال، فرآیندهای اکولوژیکی توسط عوامل مربوط به عناصر مختلف چشم‌انداز و در مقیاس‌های مختلف هدایت می‌شوند، که همه آن‌ها می‌توانند بر استقرار و وقوع گونه‌ها در یک قطعه کانونی تاثیر بگذارند. از آنجایی که درک الگوهای تنوع زیستی در یک منطقه و چگونگی تاثیرپذیری آن از شرایط محلی و چشم‌انداز و همچنین درک تغییرات مکانی و زمانی الگوی سیمای سرزمین جهت پیش‌بینی اهدافی نظیر ارزیابی سرزمین، مدیریت منابع و حفاظت از تنوع زیستی لازم است و با در نظر داشتن توانایی بالای متریک‌ها در کمی‌سازی سیمای سرزمین، استفاده از نتایج حاصل از این گونه مطالعات در مدیریت مناطقی با نرخ تغییر بالا موجب می‌گردد تا از این طریق تاثیر ساختار سیمای سرزمین را بر الگوهای جابجایی درون و بین لکه‌ها مشاهده نمود.

References

- [1] Aavik, T. and Liira, J. (2010). Quantifying the effect of organic farming, field boundary type and landscape structure on the vegetation of field boundaries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135, 178–186.
- [2] Aggemyr, E. and Cousins, S.A.O. (2012). Landscape structure and land use history influence changes in island plant composition after 100 years. *Journal Biogeogr*, 39, 1645–1656.
- [3] Amarasekare, P. (2008). Spatial dynamics of foodwebs. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst*, 39, 479–500.
- [4] Arrhenius, O. (1921). Species and area. *Journal Ecol*, 9, 95–99.
- [5] Balvanera, P., Siddique, I., Dee, L., Paquette, A., Isbell, F., Gonzalez, A. and et al. (2013). Linking biodiversity and ecosystem services: current uncertainties and the necessary next steps. *Bioscience*, 64, 49–57.
- [6] Baselga, A. and Orme, C.D.L. (2012). betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods Ecol. Evol*, 3(5), 808–812.
- [7] Botta-Dukat, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16, 533–540.
- [8] Burel, F. and Baudry, J. (2003). *Landscape ecology concepts, methods and application*. Science Publishers, INS, USA.

- [9] Cadotte, M.W. (2011). The new diversity: management gains through insights into the functional diversity of communities. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1067–1069.
- [10] Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P. and et al. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59–67.
- [11] Cook, W.M., Yao, J., Foster, B.L., Holt, R.D. and Patrick, L.B. (2005). Secondary succession in an experimentally fragmented landscape: community patterns across space and time. *Ecology*, 86, 1267–1279.
- [12] Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnie, E.R., Diaz, S., Buchmann, N.D., Gurvich, E., Reich, P.B.H., Steege, T., Morgan, H.D. and Van Der Heijden, M.G.A. (2003). A Handbook of Protocols for Standardised and Easy Measurement of Plant Functional Traits Worldwide. *Australian journal of Botany*, 51(4), 335–380.
- [13] De Sanctis, M. Alfo`, M. Attorre, F. Francesconi, F. and Bruno, F. (2010). Effects of habitat configuration and quality on species richness and distribution in fragmented forest patches n.... *Journal of Vegetation Science*, 21, 55–65.
- [14] Diaz, S. and Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646–655.
- [15] Diaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quetier, F., Grigulis, K. and Robson, M.T. (2007). Incorporating Plant Functional Diversity Effects in Ecosystem Service Assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences, (PNAS)*, 104(52), 20684–20689.
- [16] Dramstad, W., Olson, J. and Forman, R. (1996). *Landscape ecology principles in landscape architecture and land use planning*. Washington D.C, Island Press.
- [17] Duffy, J.P. and et al. (2018). Spatial assessment of intertidal seagrass meadows using optical imaging systems and a lightweight drone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 200, 169–180.
- [18] Dzwonko, Z. and Loster, S. (1989). Distribution of vascular plant species in small woodlands on the western Carpathian foothills. *Oikos*, 56, 77–86.
- [19] Eugenio, F., Martin, J., Marcello, J. and Fraile-Nuez, E. (2013). Environmental monitoring of El Hierro Island submarine volcano, by combining low and high resolution satellite imagery. 29, 53–66.
- [20] Ewers, R.M. and Didham, R.K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81, 117–142.
- [21] Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal Biogeogr*, 40, 1649–1663.
- [22] Ferris, R. and Purdy, K. (2003). A landscape-scale approach to forest design and biodiversity conservation in Sherwood Natural Area.
- [23] Ferwerda, F. (2003). Assessing the importance of remnant vegetation for maintaining biodiversity in rural landscapes using geospatial analysis. M.Sc. thesis, RMIT University.
- [24] Flick, T. Feagan, S. and Fahrig, L. (2012). Effects of landscape structure on butterfly species richness and abundance in agricultural landscapes in eastern Ontario, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 156, 123–133.
- [25] Forman, R.T.T. (1995). *Some general principles of landscape and regional ecology*. Landscape ecology, Amsterdam, SPB Academic Publishing.
- [26] Forman, R.T.T., Sperling, D., Bissonette, J., Clevenger, A., Cutshall, C., Dale, V. and Heanue, K. (2003). *Road ecology: Science and Solutions*. Washington, D.C, Island Press.
- [27] Ghandali, M., Alizadeh, A., Karami, M., Kaboli, M. And Zohrabi, H. (2014). Application of Landscape Ecology Criteria in Assessing Wild Sheep Habitat in Kavir National Park. *Journal of Environmental Science and Technology*, 16, 552–561.
- [28] Haddad, N.M. and et al. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052.
- [29] Haddad, N.M., Gonzalez, A., Brudvig, L.A., Burt, M.A., Levey, D.J. and Damschen, E.I. (2017). Experimental evidence does not support the habitat amount hypothesis. *Ecography*, 40, 48–55.

- [30] Hosseini, M. And Rostami, S. (2017). Landscape Ecology. Publications of Rasht University Jihad Environmental Research Institute, first edition, 310 p.
- [31] Jaeger, J. (2002). Landscape fragmentation: A trans disciplinary study according to the concept of environmental threat Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart, Germany.
- [32] Kadmon, R. and Allouche, O. (2007). Integrating the effects of area, isolation, and habitat heterogeneity on species diversity: A unification of island biogeography and niche theory. *American Natrulist*, 170, 443–454.
- [33] Kolmogorov, A. (1933). Sulla determinazione empirica di una lgge di distribuzione. *Inst. Ital. Attuari, Giorn*, 4, 83-91.
- [34] Lee, M.B. and Martin, J.A. (2017). Avian Species and Functional Diversity in Agricultural Landscapes: Does Landscape Heterogeneity Matter? *PLOS ONE*, Journal pone. 0170540.
- [35] Legendre, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr*, 23(11), 1324–1334.
- [36] Leitao, A.B. and Ahern, J. (2002). Applying Landscape Ecological Concepts and Metrics in Sustainable Landscape Planning. *Landscape and Urban Planning*, 59, 65-93.
- [37] Leprieur, F. and Oikonomou, A. (2014). The need for richness-independent measures of turnover when delineating biogeographical regions. *Journal Biogeogr*, 41(2), 417–420.
- [38] Leps, J., de Bello, F., Lavorel, S. and Berman, S. (2006). Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. *Preslia*, 78, 481–501.
- [39] Levene, H. (1960). Robust tests for equality of variances, in *Contributions to probability and statistics: essays in honor of Harold Hotelling*. Stanford University Press, Palo Alto. CA, 278-292.
- [40] Lindgren, J.P. and Cousins, S.A.O. (2017). Island biogeography theory outweighs habitat amount hypothesis in predicting plant species richness in small grassland remnants. *Landscape Ecol*. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0544-5>.
- [41] Liu, G., Xie, X., Ye, D., Ye, X., Tuvshintogtokh, I., Mandakh, B., Huang, Z. and Dong, M. (2013). Plant Functional Diversity and Species Diversity in the Mongolian Steppe. *PLoS ONE*, 8 (10), e77565.
- [42] Liu, Y., Duan, M., Zhang, X., Zhang, X., Yu, Z. and Axmacher, J.C. (2014). Effects of plant diversity, habitat and agricultural landscape structure on the functional diversity of carabid assemblages in the North China Plain. *Insect Conservation and Diversity*, Doi: 10.1111/icad.12096.
- [43] MacArthur, R.H. and Wilson, E.O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- [44] Mace, G.M., Norris, K. and Fitter, A.H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in ecology & evolution*, 27, 19-26.
- [45] Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G. and Wilson, J.B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112–118.
- [46] McGarigal, K., Cushman, S., Neel, M. and Ene, E. (2002). FRAGSTATS v3: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- [47] Mouillot, D., Mason, N.W., Dumay, O. and Wilson, J.B. (2005). Functional regularity: a neglected aspect of functional diversity. *Oecologia*, 142, 353–359.
- [48] Mori, A.S., Isbell, F. and Seidl, R. (2018). β -diversity, community assembly, and ecosystem functioning. *Trends in ecology & evolution*, 33(7), 549–564.
- [49] Mortelliti, A., Amori, G. and Boitani, L. (2010). The role of habitat quality in fragmented landscapes: a conceptual overview and prospectus for future research. *Oecologia*, 163, 535-547.
- [50] Munsri, M., Areendran, G., Ghosh, A. and Joshi, P.K. (2010). Landscape Characterisation of the Forests of Himalayan Foothills. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 38(3), 441-452.

- [51] Naghipour Borj, A.A., Khajeddin, S.J., Bashari, H., Iravani, M. and Tahmasebi, P. (2016). Effects of fire and grazing on density, diversity and richness of soil seed bank in semisteppe rangelands of Central Zagros region, Iran. *Iranian Journal of Range and Desert Research*, 23(3), 442-453.
- [52] Nock, C.A., Vogt, R.J. and Beisner, B.E. (2001). *Functional Traits*. In: eLS. John Wiley & Sons, Ltd. Chichester.
- [53] Omidipour, R., Ebrahimi, A., Tahmasebi, P. And Faramarzi, M. (2019). Investigating the relationship between stability and plant functional diversity of rangeland ecosystems along the productivity gradient in arid and semi-arid regions. PhD Thesis in Natural Resources, Rangeland Management, Shahrekord University, 162 p.
- [54] Pakeman, R.J., Lepš, J., Kleyer, M., Lavorel, S. and Garnie, E. (2009). Relative climatic, edaphic and management controls of plant functional trait signatures. *Journal of Vegetation Science*, 20, 148-159.
- [55] Pavoine, S. and Bonsall, M.B. (2011). Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biol. Rev*, 86, 792-812.
- [56] Perez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jauregui berry, P.M.S., Bret-Harte Cornwell, W.K., Craine, J.M. and Gurvich, E.D. (2013). New Handbook for Standardised Measurement of Plant Functional Traits Worldwide. *Australian Journal of botany*, 61(3), 167-234.
- [57] Petchey, O.L. and Gaston, K.J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9(6), 741-758.
- [58] Peterken, G.F. and Game, M. (1984). Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. *Journal of Ecology*, 72, 155-182.
- [59] Polis, G.A., Power, M.E. and Huxel, G.R. (Eds) (2004). *Food Webs at the Landscape Level*. University of Chicago Press, Chicago.
- [60] Rader, R., Birkhofer, K., Schmucki, R., Smith, H.G., Stjernman, M. and Lindborg, R. (2014). Organic farming and heterogeneous landscapes positively affect different measures of plant diversity. *Journal of Applied Ecology*, 51, 1544-1553.
- [61] Rao, C.R. (1982). Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical Population Biology*, 21, 24-43.
- [62] Revilla, E., Palomares, F. and Delibes, M. (2001). Edge-core effects and the effectiveness of traditional reserves in conservation: Eurasian Badgers in Donana National Park. *Conservation Biology*, 15, 148-158.
- [63] Rodriguez-Loinaz, G. Amezaga, I. and Onaindia, M. (2012). Does forest fragmentation affect the same way all growthforms? *Journal of Environmental Management*, 94, 125- 131.
- [64] Rosenzweig, M.L. (1995). *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- [65] Santoandré, S., Filloy, J., Zurita, G.A. and Bellocq, M.I. (2019). Taxonomic and functional β -diversity of ants along tree plantation Chrono sequences differ between contrasting biomes. *Basic and Applied Ecology*, 41, 1-12.
- [66] Setayeshi, F., Varasteh Moradi, H. And Salman Mahini, A. (2012). Effects of forest patches size on bird biodiversity (Case study: Gorgan city). The second conference on environmental planning and management, May 26 and 27.
- [67] Silva, D.M., Marco Antonio, B. and Marcus Vinicius, C. (2013). Influence of fire history and soil properties on plant species richness and functional diversity in a Neotropical savanna. *Acta Botanica Brasilica*, 27(3), 490-497.
- [68] Stephens, S.E., Koons, D.N., Rotella, J.J. and Willey, D.W. (2003). Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. *Biological Conservation*, 115, 101- 110.
- [69] Stephens, J.P., Berven, K.A. and Tiegs. S.D. (2013). Anthropogenic changes to leaf litter input affect the fitness of a larval amphibian. *Freshwater Biology*, 58, 1631-1646.
- [70] Supp, S.R. and Ernest, S.K. (2014). Species-level and community-level responses to disturbance: a cross-community analysis. *Ecology*, 95, 1717-1723.
- [71] Tahmasebi, P., Moradi, M. and Omidipour, R. (2017). Plant Functional Identity as the Predictor of Carbon Storage in Semi-Arid Ecosystems. *Plant Ecology & Diversity*, 17550874.2017.1355414.

-
- [72] Tschardtke, T. and et al. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes- eight hypotheses. *Biol. Rev.* 87, 661–685.
- [73] Villeger, S., Mason, N.W.H. and Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290–2301.
- [74] Zebardast, L., Yavari, A.R., Salehi, E. and Makhdom, M. (2011). Application of effective mesh size metric for the analysis of forest habitat fragmentation inside the defined road effect zone of Golestan national park. *Environmental Studies*, 37(58), 15-20.