

کاربرد سطوح تناسب و مقاومت زیستگاهی در ارزیابی تغییرات زیستگاهی

محمد پناهنده^{۱*}، احمدرضا یآوری^۲ و اسماعیل صالحی^۲

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۲/۲۴؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۸/۱۳)

چکیده

زیستگاه‌ها در سراسر جهان به شدت تخریب شده‌اند. یکی از مؤثرترین رویکردها برای احیای این مناطق، بازگردانی شرایطی است که از دست داده‌اند. بررسی‌ها بیانگر احتمال زیاد وقوع انقراض محلی مرال (*Cervus elaphus maral*)، در زیستگاه‌های فعلی استان گیلان به علت تخریب شدید زیستگاهی است. هدف این تحقیق معرفی کاربرد دیگری از سطوح تناسب، مقاومت زیستگاهی، مسیرها و کریدورهای ارتباطی در پایش و تحلیل تغییرات زیستگاه‌ها به عنوان نقطه شروع بازسازی آنهاست. در این تحقیق قابلیت استفاده از لایه‌های تناسب، مقاومت و مسیرهای ارتباطی، در مدیریت زیستگاه‌ها توسعه داده شده است. به این منظور سطح تناسب زیستگاهی در محیط نرم‌افزار ArcGIS10 و با استفاده از جعبه ابزار Corridor Designer به روش وزن‌دهی به فاکتورهای زیستگاهی با استفاده از نظر خبرگان تهیه شد. براساس نتایج تحقیق، کاهش ۳۵ درصدی سطح زیستگاه‌های مطلوب، افزایش ۳۴ درصدی تعداد لکه‌ها، افزایش ۸۹ درصدی تراکم لبه و کاهش ۵۳ درصدی متوسط اندازه لکه‌ها بیانگر آن است که وقوع هم‌زمان تباهی و از هم‌گسیختگی زیستگاهی به شدت انسجام زیستگاهی مرال را تخریب کرده است. افزایش نسبت فاصله هزینه- وزن به فاصله اقلیدوسی مسیرهای ارتباطی و تغییرات پوشش زمینی مسیرها و کریدورها، بیانگر افزایش مقاومت زیستگاهی و کاهش ارتباط عملکردی و کاهش نفوذپذیری سیمای سرزمین است. نتایج تحقیق تصویر روشنی از میزان تغییرات در سطوح تناسب و مقاومت زیستگاهی و مسیرهای ارتباطی مرال ارائه داده است که می‌تواند نقش مؤثری در فرایند بازسازی محدوده مورد بررسی داشته باشد.

واژه‌های کلیدی: ارتباط عملکردی، کریدور، پایش، بازسازی، زیستگاه، مرال، منطقه حفاظت شده لیسار

۱. پژوهشکده محیط زیست جهاد دانشگاهی

۲. گروه برنامه ریزی و مدیریت محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: M1344_panaandeh@yahoo.com

مقدمه

با افزایش عمق و گستره فعالیت‌های انسانی، سیماهای سرزمین، به‌ویژه زیستگاه‌های طبیعی به‌شدت دگرگون می‌شوند که مصادیق عمده این دگرگونی، تغییر ترکیب، پیکره‌بندی و کیفیت زیستگاهی (۸) و کاهش نفوذ پذیری زیستگاه‌ها هستند (۱۱).

با تغییر ساختار زیستگاه‌ها، ترکیب و توزیع عوامل تشکیل‌دهنده آنها تغییر یافته که پیامدهای منفی آن در قالب تباهی و از هم گسیختگی زیستگاهی (Habitat loss and Fragmentation) ظهور یافته است. تباهی و از هم گسیختگی زیستگاهی در صدر عوامل تهدید کننده تنوع زیستی طبقه‌بندی شده‌اند (۲، ۹ و ۱۰) که دارای اثرات مخربی بر تنوع زیستی هستند. تباهی زیستی دارای پیامدهای منفی بر طول زنجیره غذایی (۱۰)، غنای گونه‌ای (۱۷)، کاهش کالاهای و خدمات اکوسیستمی (۶، ۲۲ و ۲۴) است.

تباهی و از هم گسیختگی زیستگاهی با تغییر وضعیت ارتباطی زیستگاه‌ها (Habitat Connectivity) بر میزان نفوذپذیری (Permeability) آنها از طریق کاهش ارتباطات ساختاری و عملکردی (Structural and Functional Connectivity) تأثیر منفی می‌گذارد (۳ و ۲۶). مطابق تئوری فراجمعیت (۱۲) کاهش احتمال انتشار و جابه‌جایی بین جمعیت‌ها باعث تباهی تنوع زیستی در مقیاس‌های بزرگ‌تر می‌شود (۲۰). در بلندمدت کاهش توان برقراری ارتباط ناشی از تغییرات اقلیمی، اثرات منفی بر ماندگاری جمعیت‌ها از طریق کاهش تنوع ژنتیکی (۱۸) و افزایش احتمال انقراض گونه‌ها دارد (۱۴ و ۲۵).

ارتباط سیمای سرزمین یعنی میزانی که سیمای سرزمین جابه‌جایی را تسهیل و یا سخت می‌کند (۲۹) ویژگی‌های سیمای سرزمین و توانایی جابه‌جایی محلی گونه مورد نظر نفوذپذیری سیمای سرزمین برای جابه‌جایی گونه را تعیین می‌کند (۳۴).

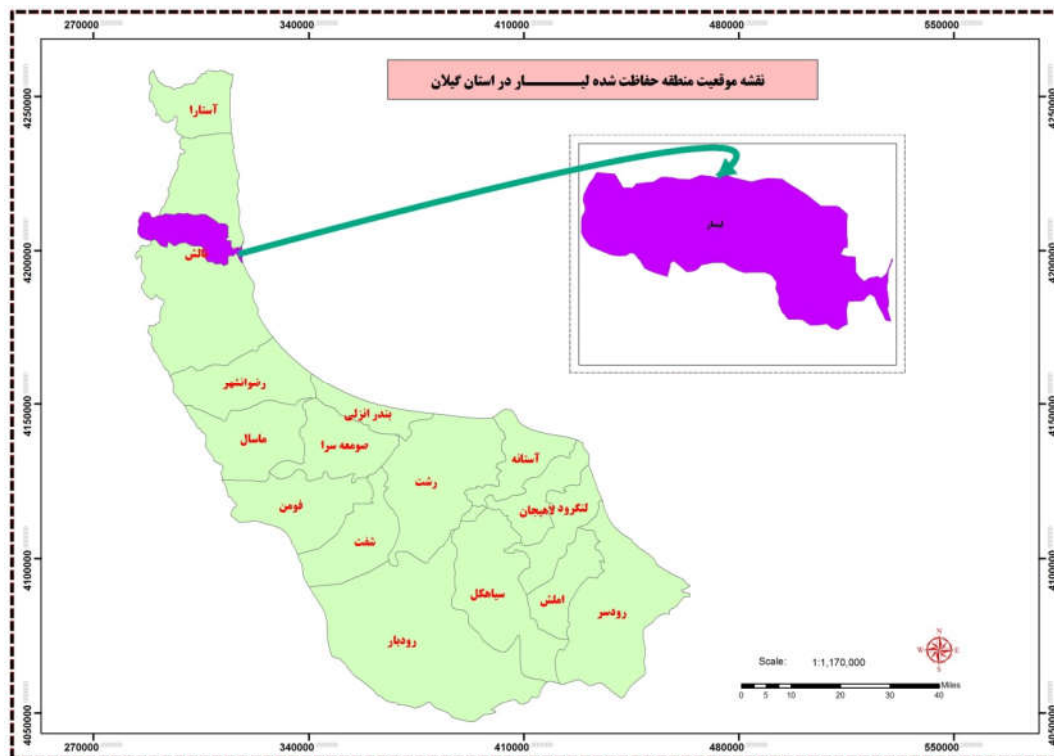
مجموع فعالیت‌های انسانی با تغییر میزان و ترکیب عناصر طبیعی زیستگاه‌ها، کیفیت و نفوذپذیری آنها را کاهش داده و به‌عبارت دیگر تناسب زیستگاه‌ها و وضعیت ارتباطی آنها را دگرگون کرده است. بنابراین پایش جامع تغییرات زمانی تناسب

زیستگاهی و وضعیت ارتباطی آنها نقطه شروع مناسبی برای بازسازی آنها است.

پیشرفت‌ها و دستاوردهای جدید علمی در زمینه بوم‌شناسی سیمای سرزمین و مدیریت زیستگاه‌ها، رویکردها و ابزارهای مناسبی را در اختیار محققین قرار داده است تا این هدف را دنبال کنند. مدل‌های ساخت نقشه‌های ترکیبی تناسب زیستگاهی و سطوح مقاومت (Suitable and Resistance Surface) و سنجه‌های بوم‌شناسی سیمای سرزمین این امکان را فراهم آورده‌اند تا به‌وسیله داده‌های در دسترس و نیز قابل تولید به‌وسیله تکنیک‌های سنجش از دور، از طریق نقشه‌سازی سطوح تناسب و مقاومت زیستگاهی و مقایسه زمانی آنها، جهت‌گیری و ترکیب تغییرات آنها را رصد کرده و استراتژی‌های لازم برای بازسازی زیستگاه‌های تخریب یافته را شناسایی کرد (۳، ۲۱، ۳۱ و ۳۲).

در ارزیابی وضعیت ارتباطی سیمای سرزمین، نفوذپذیری سیمای سرزمین معمولاً از طریق سطحی به نام سطح مقاومت تعیین می‌شود که بیانگر هزینه جابه‌جایی محلی گونه مورد نظر در یک محیط خاص بوده (۳۲) و چگونگی تعریف آن تأثیر زیادی بر ترسیم کریدورها می‌گذارد (۳۱). معمولاً سطح مقاومت از طریق اختصاص درجات متفاوت مقاومت به گروه‌های مختلف پوشش زمینی و کاربری تهیه می‌شود و تعیین درجات مقاومتی، اغلب بر اساس نظرات تخصصی است. سطوح مقاومت می‌توانند پیوسته، طبقه‌بندی شده و دوگان باشد (۲۱). متداول‌ترین رویکرد برای ساخت سطح پیوسته مقاومت، تعیین پارامترهای مدل تناسب زیستگاهی و معکوس کردن شاخص‌های تناسب به‌صورتی است که تناسب زیستگاهی بالاتر بیانگر هزینه پایین‌تر جابه‌جایی است.

هدف این تحقیق، بیان اهمیت تحلیل توأم تغییرات زمانی تناسب زیستگاهی، سطح مقاومت و وضعیت ارتباطی زیستگاه‌ها در فرایند بازسازی آنها است. بدین منظور منطقه حفاظت‌شده لیسار و گونه حفاظتی مرال (*Cervus elaphus maral*) که به‌علت تخریب گسترده زیستگاهی در معرض خطر انقراض محلی قرار دارد، مورد بررسی قرار گرفته است. تحقیقات موجود اغلب مبتنی



شکل ۱. منطقه حفاظت شده لیسار (رنگی در نسخه الکترونیکی)

جلگه‌ها، سیستم ویژه‌ای از پوشش گیاهی و اکوسیستم‌های گوناگون و منحصر به فرد را شکل داده است.

تنوع گونه‌های جنگلی پهن‌برگ، منبع غذایی غنی برای مرال‌ها فراهم می‌سازد. جنگل‌های جلگه‌ای منطقه (۱۰۰ تا ۲۵۰ متر) محل رویش گونه غالب بلوط - مرمر است. در محدوده ارتفاعی ۳۰۰ تا ۱۴۰۰ متر تجمع انسانی کمتر است، در بخش‌های پایین گونه‌های افرا، توسکا، لرگ و کمی بالاتر گونه‌های نم‌دار، شیردار، افرا و در نزدیکی محل‌های تجمع انسانی به دلیل استفاده از چوب و قطع درختان گونه‌های خرمندی و لیلکی نیز دیده می‌شود. دامنه‌های بالاتر از ۱۴۰۰ متر گونه راش رویش دارد و در ارتفاع بالاتر این گونه آمیخته با توسکا، افرا، شیردار، بلوط، نم‌دار و در مناطق صعب‌العبور همراه با ملج دیده می‌شود. مراتع منطقه به علت میکروکلیمای مناسب از تنوع خوبی برخوردار است. قرارگیری در دامنه‌های شمالی و برخورداری از بارش مناسب پوشش انبوه مراتع را سبب شده است. پوشش مرتعی به شدت به میزان چرای

بر استفاده از لایه‌های ترکیبی تناسب و مقاومت در تحلیل تناسب زیستگاهی و توان ارتباطی در وضعیت موجود زیستگاه‌ها است (۷، ۱۶، ۳۲، ۳۳ و ۳۴) اما داده‌های سنجش از دور و روش‌های ترسیم کریدور که با سطوح مختلفی از داده‌ها کار می‌کنند (۵) این امکان را فراهم آورده‌اند که تحول زمانی تناسب زیستگاهی و سطوح مقاومت را بررسی کرده و استراتژی‌های مؤثر برای بازسازی زیستگاه‌ها را شناسایی کرد.

مواد و روش‌ها

محدوده مطالعاتی

بخش عمده منطقه حفاظت‌شده لیسار با وسعت ۳۲۰۰۰ هکتار در استان گیلان در شمال ایران با مختصات جغرافیایی $37^{\circ}53'06''$ - $48^{\circ}56'24''$ طول شرقی و $38^{\circ}21'10''$ عرض شمالی قرار دارد (شکل ۱) (۱).

توپوگرافی، هم‌جواری دریا، کوهستان، تالاب و دریاچه و

همچنین ارزیابی زیستگاه در مقطع زمانی متفاوت از شرایط حاضر (مقطع زمانی ۱۹۹۰) با استفاده از روش تجزیه و تحلیل مراتبی، وزن فاکتورها و امتیاز طبقات مشخص شد. در این راستا از نظرات تخصصی هشت نفر از محیط‌بانان و کارشناسان محیط زیست استفاده شد.

پس از تعیین فاکتورها، وزن فاکتورها و امتیاز طبقات، سطح تناسب زیستگاهی در محیط نرم افزار Arcgis10 با استفاده از جعبه ابزار Corridor Designer (۱۹) ساخته شد. این جعبه ابزار دارای دو بخش ساخت لایه تناسب زیستگاهی و کریدورهای زیستگاهی است. ورودی‌های لازم برای ساخت لایه تناسب زیستگاهی، داده‌های رستری هر یک از فاکتورها، وزن هر یک از فاکتورها و جدول متنی امتیاز هر یک از طبقات است. یکی از مزیت‌های این ابزار، ساخت سطح مقاومت با معکوس کردن ارزش‌های لایه تناسب زیستگاهی است. به عبارت دیگر در لایه مقاومت، سلول‌های با ارزش بالای تناسب زیستگاهی، کمترین مقاومت در برابر جابه‌جایی را دارند.

تعیین لکه‌های زیستگاهی مهم

لکه‌های زیستگاهی مهم، لکه‌هایی با تناسب زیستگاهی بالا هستند. یکی از روش‌های تعیین چنین لکه‌هایی، استفاده از لایه تناسب و مقاومت زیستگاهی است. در این صورت مکان‌هایی از لایه تناسب و مقاومت زیستگاهی که دارای بیشترین تناسب و یا کمترین مقاومت هستند به‌عنوان لکه‌های زیستگاهی مهم در نظر گرفته می‌شوند (۲۷). در تحقیق حاضر براساس لایه تناسب و مقاومت زیستگاهی سال ۱۹۹۰ به‌عنوان سال پایه، چهار لکه زیستگاهی مهم با شرط حداقل مساحت ده هکتاری تشخیص داده شد که از آنها برای ترسیم کریدورها استفاده شد.

ترسیم مسیرها و کریدورهای ارتباطی در مقطع زمانی ۱۹۹۰-۲۰۱۵
لکه‌های زیستگاهی تعریف شده در مرحله قبل به‌عنوان شالوده ترسیم مسیرها و کریدورها مورد استفاده قرار گرفتند. برای

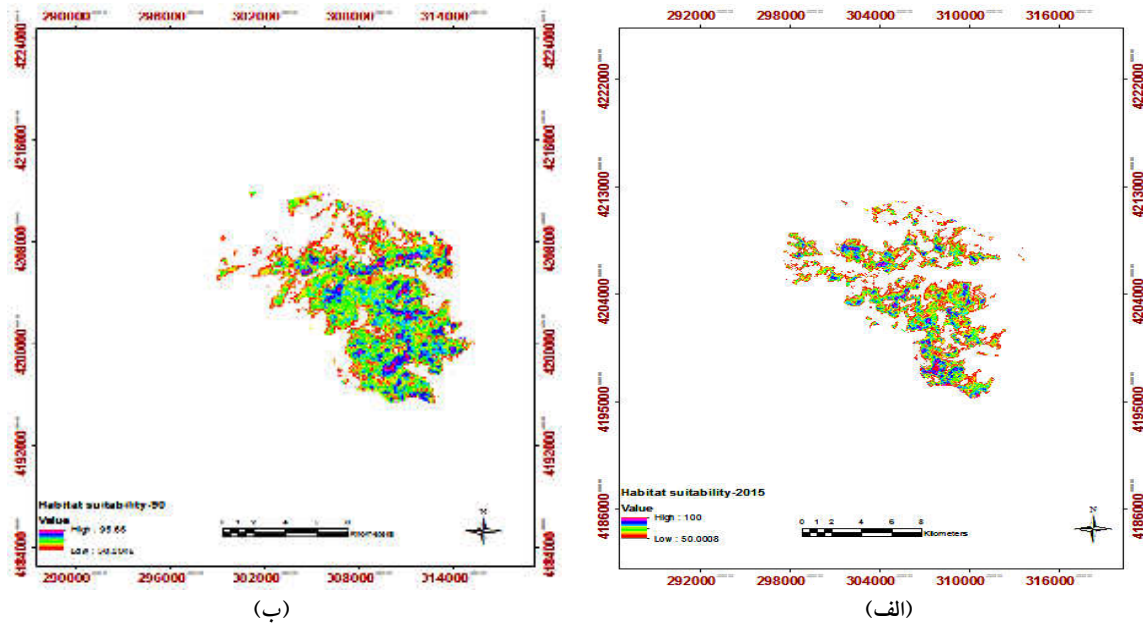
احشام (غالباً گوسفند) وابسته است. در قسمت‌های مرتفع این پوشش بوته‌زار با غالبیت گون و در مناطق کم شیب‌تر با غالبیت گراس و لگومینه‌ها است. اگر چه مرال از پراکنش سراسری در زیستگاه‌های منطقه برخوردار است اما تداوم حضور و فعالیت‌های انسانی اثرات منفی بر زیستگاه‌های آن گذاشته است. تعدد جاده‌های دسترسی به‌ویژه جاده‌های جنگلی با هدف بهره‌برداری از چوب جنگلی و در سال‌های اخیر دسترسی به بیلاقات با افزایش سهولت دسترسی به جنگل و زیستگاه‌های بکر، کاهش امنیت و افزایش شکار غیرقانونی را به همراه داشته است (۱).

روش کار

ساخت سطوح تناسب و مقاومت زیستگاهی

برای ساخت سطح تناسب زیستگاهی، پس از تعیین فاکتورهای مؤثر، وزن هر یک از آنها مشخص و سپس طبقه‌بندی شدند و به هر طبقه براساس نقش آنها در تناسب زیستگاهی امتیاز داده می‌شود. امتیازهای تناسب همه فاکتورهای زیستگاهی در یک نقشه تناسب زیستگاهی ترکیب می‌شوند که در آن هر پیکسل دارای یک امتیاز تناسب خواهد بود و بدین ترتیب سطح پیوسته تناسب زیستگاهی ساخته می‌شود (۳۳). فاکتورهایی که در تهیه نقشه تناسب زیستگاهی مورد استفاده قرار گرفتند عبارتند از: تراکم پوشش جنگلی (متراکم، نیمه متراکم، تنک)، کشاورزی، مراتع، فاصله از عوارض انسان ساخت، توپوگرافی، ارتفاع و زمین‌های بایر (۵). داده‌های مربوط به پوشش زمینی و کاربری اراضی از تفسیر تصاویر ماهواره‌ای سری زمانی ۲۰۱۵-۱۹۹۰ ماهواره لندست به‌روش طبقه‌بندی نظارت شده به‌دست آمد و نمونه‌های آزمایشی مورد نیاز برای تفسیر تصاویر ماهواره‌ای مقطع زمانی ۱۹۹۰ از عکس‌های هوایی استخراج شد.

متداول‌ترین روش برای تعیین وزن فاکتورها و امتیاز طبقات، روش مرور منابع و نظر خبرگان (۳۲) به‌ویژه در شرایطی است که داده‌های تجربی موجود نبوده و یا اصلاً امکان به‌دست آوردن داده تجربی وجود نداشته باشد (۵). در این تحقیق با توجه به محدودیت عدم وجود داده‌های تجربی و



شکل ۲. سطوح تناسب زیستگاهی: الف) مقطع زمانی ۱۹۹۰ و ب) مقطع زمانی ۲۰۱۵ (رنگی در نسخه الکترونیکی)

دو مقطع زمانی ۲۰۱۵-۱۹۹۰ برش زده شدند و متریک‌های میانگین اندازه لکه‌ها، تعداد اندازه لکه‌ها، تراکم لبه و میزان لبه آنها با استفاده از ابزار Patch Analyst (۲۳) مورد مقایسه قرار گرفتند.

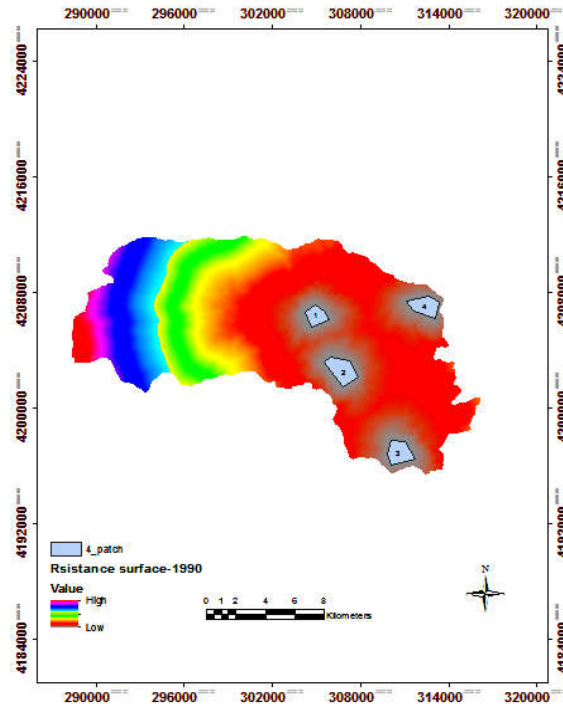
نتایج

با ترکیب لایه‌های رستری پوشش زمینی (تراکم پوشش جنگلی، مراتع، کشاورزی، زمین‌های بایر طبیعی و مراکز انسان‌ساخت) فاصله از مراکز انسان‌ساخت، توپوگرافی و ارتفاع مورد نیاز برای ورودی مدل تناسب زیستگاهی ابزار Corridor Designer، لایه‌های نقشه‌های تناسب زیستگاهی برای مقاطع زمانی ۱۹۹۰-۲۰۱۵ با امتیاز تناسب زیستگاهی بیشتر از ۵۰ (حداکثر امتیاز ۱۰۰ است) ساخته شد (شکل ۲).

جابه‌جایی موجود زنده برای مقاصد مختلف وابسته به نفوذپذیری سیمای سرزمین است. سطح مقاومت، معیاری کمی از نفوذپذیری سیمای سرزمین است که رابطه معکوس با تناسب زیستگاهی دارد. با معکوس کردن ارزش‌های لایه تناسب زیستگاهی در ابزار Corridor Designer سطوح مقاومت

ترسیم مسیرها و کریدورها از دو جعبه ابزار Linkage Manager و Corridor Designer (۱۹) استفاده شد. هر دو ابزار براساس مدل مسیر یا کریدور با حداقل هزینه عمل می‌کنند. یکی از خروجی‌های ابزار Linkage Manager لایه رستری مقاومت است که می‌تواند به‌طور بصری نواحی با پتانسیل بالای جابه‌جایی یا کریدورها را به نمایش بگذارد. خروجی دیگر این ابزار، لایه خطی وکتوری مسیرهای با حداقل هزینه جابه‌جایی بین لکه‌های زیستگاهی است. در جدول ویژگی‌های این لایه وکتوری، فاصله اقلیدسی و وزنی-هزینه‌ای مسیرها با یکدیگر مقایسه می‌شوند که هر چقدر نسبت فاصله هزینه‌ای-وزنی به فاصله اقلیدوسی کمتر باشد بیانگر اهمیت بیشتر مسیر ارتباطی است.

ابزار Corridor Designer بین هر دو لکه، بهترین مسیر را با پهنای انتخابی قابل تعریف به‌صورت درصدی از قابل نفوذترین مساحت سیمای سرزمین ترسیم می‌کند. کریدورهای ایجاد شده توسط این ابزار، به‌صورت لایه وکتوری و پلی‌گونی است. به‌منظور بررسی تغییر کیفیت کریدورها در دو مقطع زمانی ۲۰۱۵-۱۹۹۰، پلی‌گون‌های کریدورها از لایه کاربری اراضی در



شکل ۳. نمایش لکه‌های زیستگاهی مهم روی سطح مقاومت سال ۱۹۹۰ (رنگی در نسخه الکترونیکی)

Designer می‌توان کریدورهایی با پهنای مختلف براساس درصدهایی از نفوذ پذیرترین قسمت‌های سیمای سرزمین بین دو لکه طراحی کرد که در تحقیق حاضر این کریدورها با پهنای یک درصد طراحی شده و در شکل ۵ روی لایه مقاومتی سال‌های ۲۰۱۵-۱۹۹۰ نمایش داده شده است.

در ادامه جهت بررسی تغییرات کیفیت کریدورها و طبقات پوشش زمینی آنها، هریک از کریدورهای مقاطع زمانی ۱۹۹۰-۲۰۱۵ از نقشه پوشش زمینی و کاربری اراضی این سال‌ها برش داده شدند و متریک‌های سیمای سرزمین آنها مورد مقایسه قرار گرفتند.

بحث

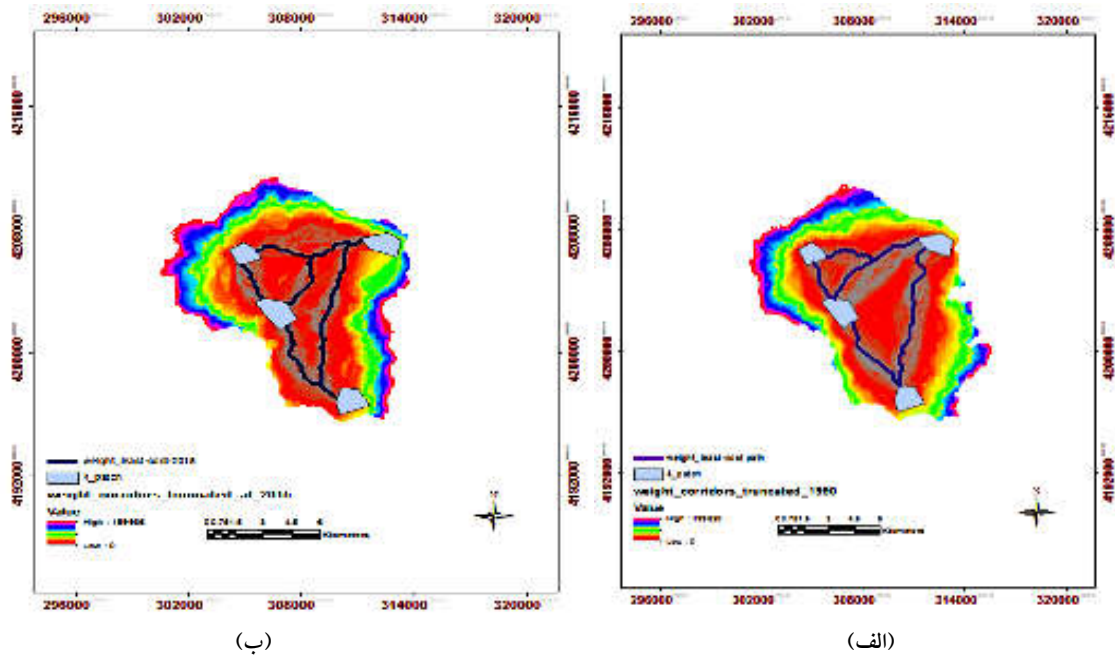
زیستگاه فضایی است که در آن جانوران با جابه‌جایی نیازهای حیاتی خود را تأمین می‌کنند. بنابراین زیستگاه مناسب مکانی است که ساختار عوامل تشکیل‌دهنده آن پاسخگوی نیازهای حیاتی و جابه‌جایی آن باشد. به عبارت دیگر عوامل زیستگاه باید برای تأمین نیازهای جانور متناسب و نسبت به جابه‌جایی آن

سال‌های ۲۰۱۵-۱۹۹۰ ساخته شد که به‌عنوان ورودی ابزار Linkage Manager مورد استفاده قرار گرفت (شکل ۳).

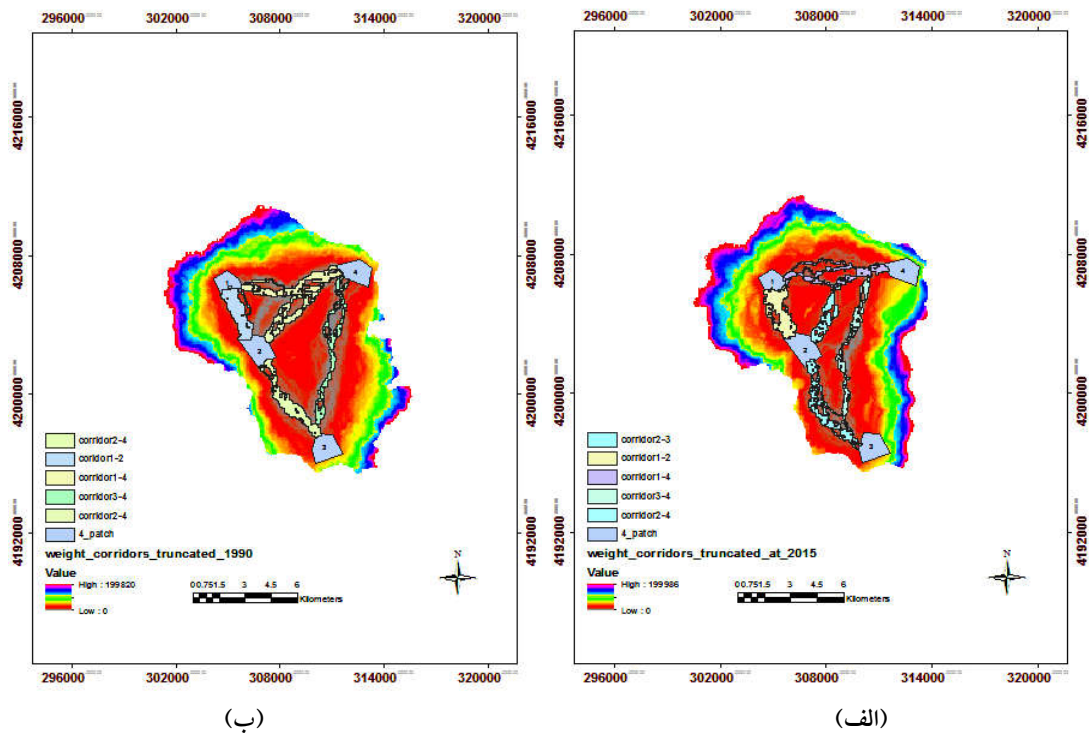
جهت ترسیم مسیرهای ارتباطی، نیاز به تعریف لکه‌های زیستگاهی است. براساس لایه‌های تناسب زیستگاهی و سطوح مقاومت، چهار لکه زیستگاهی مهم تشخیص داده شد که موقعیت آنها در شکل ۳ روی سطح مقاومت سال ۱۹۹۰ به‌عنوان سال پایه نمایش داده شده است.

به‌وسیله چهار لکه مهم شناسایی شده و سطوح مقاومت سال‌های ۲۰۱۵-۱۹۹۰ به‌عنوان ورودی‌های Manager مسیرها و کریدورهای ارتباطی ترسیم شدند (شکل ۴).

از آنجا که در طبیعت، جانوران حرکت خود را محدود به مسیر خطی پیکسل‌های دارای کمترین مقاومت نمی‌کند، بنابراین تعریف پهنای حرکتی در قالب کریدورها ضروری است (۴). به دلیل اینکه جابه‌جایی جانور مبتنی بر نفوذپذیری و میزان مقاومت سطح حرکتی موجود است، بنابراین تعریف پهنای حرکتی نیز باید براساس معیار نفوذپذیری سیمای سرزمین باشد. در ابزار Corridor



شکل ۴. مسیرهای ارتباطی روی سطوح مقاومت: الف) مقطع زمانی ۱۹۹۰ و ب) مقطع زمانی ۲۰۱۵ (رنگی در نسخه الکترونیکی)



شکل ۵. کریدورها با پهنای یک درصد در: الف) مقطع زمانی ۱۹۹۰ و ب) مقطع زمانی ۲۰۱۵ (رنگی در نسخه الکترونیکی)

فضایی تغییرات علاوه بر مقدار آن باعث افزایش اثرات لبه‌ای شده و کاهش میانگین لکه‌ها باعث کاهش انسجام و یکپارچگی زیستگاه شده است. این نتایج تأیید کننده یافته‌های (۲، ۹ و ۱۰) است که فعالیت‌های انسانی مهم‌ترین عامل تخریب زیستگاه‌ها از طریق تباهی و ازهم گسیختگی است.

مسیرها و کریدورهای ارتباطی

بررسی مسیرهای ارتباطی بین لکه‌های زیستگاهی بیانگر افزایش طول مسیر بین لکه‌ها، افزایش نسبت فاصله هزینه-وزن به فاصله اقلیدوسی و افزایش فاصله هزینه-وزن به طول مسیر در طی سال‌های مورد بررسی است (جدول ۱ و ۲). این شواهد بیانگر افزایش مقاومت زیستگاهی و کاهش ارتباط عملکردی و در مجموع کاهش نفوذپذیری سیمای سرزمین است. مهم‌ترین دلیل این موضوع، تغییر پوشش زمینی است که طی سال‌های بررسی در منطقه رخ داده است. این شواهد یافته‌های (۱۵ و ۲۸) را تأیید می‌کند که انواع پوشش زمینی که تناسب زیستگاهی کمتری دارند به‌طور معمول باعث نفوذپذیری کمتر سیمای سرزمین می‌شوند.

فاصله هزینه-وزن بیانگر هزینه جابه‌جایی مسیر براساس واقعیت‌های زمینی است. روش کریدور یا مسیر هزینه-حداقل بین دو لکه مسیری را انتخاب می‌کند که کمترین هزینه برای موجود زنده را داشته باشد و این به معنای آن نیست که کریدور تعیین شده دارای بهترین کیفیت باشد (۵) بلکه در مقایسه سلول‌های لابه مقاومت با یکدیگر، سلول‌هایی را انتخاب می‌کند که هزینه نسبی جابه‌جایی پایین‌تری داشته باشد. بنابراین افزایش مقادیر فاصله هزینه-وزن در طی زمان بیانگر نامناسب‌تر شدن پوشش زمینی بین دو لکه است و این وضعیتی است که در منطقه مورد بررسی رخ داده است. برش پلی‌گون‌های کریدورها با پهنای یک درصد بیانگر افت کیفیت کریدورها است. در همه کریدورها از سهم نسبی پوشش جنگلی متراکم و نیمه متراکم کاسته شده و به سهم سایر پوشش اراضی اضافه شده است. افزون بر این، کیفیت کریدورها بیانگر

نفوذپذیر باشد. نقشه‌سازی سطوح تناسب و مقاومت، مسیرها و کریدورهای ارتباطی، رویکرد مؤثری برای تحلیل تناسب و مقاومت زیستگاهی و نفوذپذیری سیمای سرزمین می‌باشد (۲، ۲۱، ۳۱ و ۳۲). نتایج این تحقیق ضمن تأیید این یافته‌ها، قابلیت کاربرد آنها در تحلیل و پایش تغییرات زمانی و مکانی تناسب و مقاومت زیستگاهی را توسعه بخشیده است. این نتایج در بخش‌های مختلف به بحث کشیده می‌شود:

تناسب زیستگاهی

متریک مساحت لایه تناسب زیستگاهی طی این مدت زمانی در حدود ۳۴۴۴ هکتار (۳۵ درصد) کاهش داشته است که بیانگر تباهی زیستگاهی گسترده در منطقه است. علاوه بر این افزایش ۳۴ درصدی تعداد لکه‌ها، افزایش ۸۹ درصدی تراکم لبه، افزایش ۲۶ درصدی کل لبه و کاهش ۵۳ درصدی متوسط اندازه لکه‌ها بیانگر وقوع پدیده ازهم گسیختگی زیستگاهی است که همراه با تباهی زیستگاهی، به شدت انسجام زیستگاهی گونه مرال را به هم زده است. این روند می‌تواند منجر به کاهش پتانسیل انتشار مرال در زیستگاه منطقه حفاظت‌شده لیسار شود. بر طبق تئوری فراجمعیت (۱۲) کاهش قابلیت انتشار، فرصت لازم برای گونه‌های انقراض یافته محلی را برای تجدید کولونی کاهش می‌دهد که نتیجه آن تباهی تنوع زیستی در مقیاس‌های بزرگ‌تر است (۲۰).

این شواهد منطبق بر گزارش محیط‌بانان منطقه درباره روند نزولی مشاهده و ثبت گونه مورد نظر در منطقه و محتمل شدن وقوع انقراض محلی آن است. همچنین این نتایج تأییدکننده یافته‌هایی است که بیانگر آن هستند که تخریب زیستگاه‌ها مهم‌ترین تهدید گونه مرال است (۱۳). نقشه‌های تغییرات کاربری اراضی بیانگر آن است که تخریب جنگل‌ها و توسعه فعالیت‌ها و مراکز انسانی مهم‌ترین عوامل نابودی زیستگاه در منطقه است. در این راستا پوشش جنگلی متراکم از ۵۶۰۶ هکتار به ۲۷۰۳ هکتار و پوشش جنگلی نیمه متراکم از ۴۴۶۲ هکتار به ۴۲۶۲ هکتار کاهش یافته و عرصه‌های انسان‌ساخت از ۲۳۶۴ به ۲۹۰۴ هکتار افزایش داشته است. همچنین توزیع

جدول ۱. مشخصات مسیرهای ارتباطی بین لکه‌های زیستگاهی در سال ۱۹۹۰

مسیر	فاصله اقلیدوسی	فاصله هزینه-وزن	طول مسیر	نسبت فاصله هزینه-وزن	نسبت فاصله هزینه-وزن
				به طول مسیر	به فاصله اقلیدوسی
لکه‌های ۱-۲	۲۴۱۸	۷۵۴۹۶	۲۷۵۹	۲۷/۳۶	۳۱/۲۲
لکه‌های ۱-۴	۵۴۰۸	۱۵۶۵۹۸	۶۵۶۷	۲۳/۸۵	۲۸/۹۶
لکه‌های ۲-۳	۴۹۲۵	۱۴۴۷۱۲	۵۶۰۹	۲۵/۸۰	۲۹/۳۸
لکه‌های ۲-۴	۵۵۹۲	۱۶۸۸۹۸	۶۸۷۹	۲۴/۵۵	۳۰/۲۰
لکه‌های ۳-۴	۸۷۴۴	۲۴۹۵۱۲	۱۰۶۱۹	۲۳/۵۰	۲۸/۵۴

جدول ۲. مشخصات مسیرهای ارتباطی بین لکه‌های زیستگاهی در سال ۲۰۱۵

مسیر	فاصله اقلیدوسی	فاصله هزینه-وزن	طول مسیر	نسبت فاصله هزینه-وزن	نسبت فاصله هزینه-وزن
				به طول مسیر	به فاصله اقلیدوسی
لکه‌های ۱-۲	۲۴۱۸	۹۵۴۹۸	۲۸۲۹	۳۲/۷۶	۳۹/۴۹
لکه‌های ۱-۴	۵۴۰۸	۱۷۷۶۸۳	۶۸۸۱	۲۵/۸۲	۳۲/۸۶
لکه‌های ۲-۳	۴۹۲۵	۱۴۴۲۲۷	۶۴۴۷	۳۲/۳۷	۲۹/۲۸
لکه‌های ۲-۴	۵۵۹۲	۲۲۳۴۵۴	۷۳۶۹	۳۰/۴۶	۴۰/۱۴
لکه‌های ۳-۴	۸۷۴۴	۳۶۳۵۸۷	۱۲۱۹۷	۲۹/۸۱	۴۱/۵۸

تصاویر مختلف ماهواره‌ای با قدرت تفکیک مختلف در فرایند پایش مناطق حفاظت‌شده مورد بررسی قرار گرفته است. براساس نتایج این تحقیق، تصاویر با قدرت تفکیک بیشتر، اطلاعات جزئی‌تری فراهم می‌آورند. یافته‌های تحقیق حاضر نیز بیانگر آن هستند که استفاده از تصاویر ماهواره‌ای با قدرت تفکیک بالاتر و استفاده از داده‌های تجربی در مورد جابه‌جایی موجودات، دقت و صحت نقشه‌سازی سطوح تناسب، مقاومت و شبکه ارتباطی را افزایش خواهد داد و باعث ارتقای روش نظر تخصصی می‌شود.

هدف این تحقیق، بیان اهمیت تحلیل توأم تغییرات زمانی تناسب زیستگاهی، سطح مقاومت و وضعیت ارتباطی زیستگاه‌ها در فرایند بازسازی آنها بوده است. یکی از مهم‌ترین رویکردها در بازسازی زیستگاه‌ها بازسازی شرایطی است که از دست داده‌اند. بنابراین ترسیم تصویری از گذشته و مقایسه آن با وضعیت حاضر اطلاعات ارزشمندی برای تعیین اقدامات

درهم ریختگی انسجام آنها بوده به‌صورتی که متریک‌ها تعداد لکه‌ها، تراکم لبه و کل لبه افزایش و میانگین لکه کاهش یافته است. تمام این شاخص‌ها بیانگر از هم گسختگی زیستگاه و کاهش توان ارتباطی منطقه است.

یکی از موضوع‌های بسیار مهم در ترسیم کریدورها عدم اطمینان در مورد تطبیق مسیرهای شناسایی شده با جابه‌جایی واقعی موجود زنده است. نتایج این تحقیق، کارایی روش ارائه شده توسط بیرو همکاران (۴) را تأیید می‌کند که با تعریف پهناهای مختلف کریدورها براساس درصدهایی از قابل نفوذترین بخش‌های بین لکه‌های زیستگاهی می‌توان عدم اطمینان را کاهش داد. این تحقیق نشان داد که برای تعریف مستدل‌تر پهنای کریدورها می‌توان از لایه رستری تولید شده توسط ابزار Linkage Manager استفاده کرد که در آن مرزهای کریدورها قابل تشخیص هستند (شکل ۵). در مطالعه‌ای که توسط تاونسند و همکاران (۳۰) انجام شده است، قابلیت‌های

بیشتر در مورد ویژگی‌های رفتاری و حرکتی موجودات زنده باعث ارتقای نظرات کارشناسی شده و از این طریق ترسیم نقشه‌های ترکیبی تناسب و مقاومت زیستگاهی و مسیرهای ارتباطی مبتنی بر آنها با دقت و صحت بیشتری ترسیم خواهد شد. نتایج این تحقیق نشان داد که استفاده ترکیبی از تکنیک‌ها و ابزارهای ترسیم لایه‌های تناسب، مقاومت و مسیرهای ارتباطی باعث افزایش قابلیت کاربرد آنها می‌شود. یافته‌های این تحقیق در منطقه حفاظت‌شده مورد بررسی و گونه حفاظتی مرال اطلاعات مؤثری برای مدیران این منطقه فراهم آورده است که می‌تواند نقطه شروع مناسبی برای بازسازی این منطقه حفاظت شده به‌شدت تخریب یافته باشد.

بازسازی فراهم می‌آورد. با استفاده از تکنیک سنجش ازدور می‌توان کمبود اطلاعاتی مربوط به شرایط گذشته به‌ویژه در مورد پوشش زمینی را برطرف کرد. بازسازی مناطق حفاظت شده و زیستگاه‌ها مستلزم استفاده از ابزارهایی است که قادر باشند تغییرات تناسب زیستگاهی و نفوذپذیری آنها را سنجش کرده و به‌موقع مداخله‌های لازم مدیریتی را شناسایی کنند. یافته‌های تحقیق به‌وضوح نشان می‌دهد که استفاده از لایه‌های تناسب، مقاومت و شبکه‌های ارتباطی بین لکه‌های زیستگاهی مهم و بررسی تغییرات زمانی آنها این امکان را در اختیار مدیران و تصمیم‌گیران قرار می‌دهد. یافته‌های تحقیق بیانگر آن است که استفاده از تصاویر ماهواره‌ای با تفکیک بالا و داده‌های تجربی

منابع مورد استفاده

۱. اداره کل حفاظت محیط زیست گیلان. طرح جامع لیسار. ۱۳۸۲. بخش ویژگی‌های اکولوژیک، ۳۴ ص.
2. Andre'n, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds in landscapes with different proportions of suitable habitat: A Review. *Journal of Oikos* 71: 355-366.
3. Auffret, A. G., J. Plue and S. A. O. Cousins. 2015. The spatial and temporal components of functional connectivity in fragmented landscapes. *Journal of AMBIO* 44: 51-59.
4. Beier, P., D. R. Majka and S. L. Newell. 2009. Uncertainty analysis of least-cost modeling for designing wildlife linkages. *Journal of Ecological Applications* 19: 2067-2077.
5. Beier, P., D. R. Majka and W. D. Spencer. 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wild land linkages. *Journal of Conservation Biology* 22: 836-851.
6. Bruijnzeel, L. A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? *Journal of Agriculture, Ecosystems & Environment* 104: 185-228.
7. Cowley, D. J., O. Johnson and M. J. O. Pocock. 2015. Using electric network theory to model the spread of oak processionary moth, *Thaumetopoea processionea*, in urban woodland patches. *Journal of Landscape Ecology* 30: 905-918.
8. Ellis, E. C., K. Klein Goldewijk, S. Siebert, D. Lightman and Raman and N. Ramankutty. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Journal of Global Ecology, Biogeography* 19: 589-606.
9. Ewers, R. M. and R. K. Didham. 2005. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Journal of Biological Reviews* 81: 117-142.
10. Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Journal of Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
11. Fischer, J. and D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Journal of Global Ecology Biogeography* 16: 265-280.
12. Hanski, I. 2011. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Journal AMBIO* 40: 248-255.
13. Kiabi, B. H., R. A. Ghaemi, M. Jahanshahi and A. Sassani. 2004. Population status, biology and ecology of the Maral, *Cervus elaphus maral*, in Golestan National Park, Iran. *Journal of Zoology in the Middle East* 33: 125-138.
14. Krosby, M., J. Tewksbury, N. M. Haddad and J. Hoekstra. 2010. Ecological connectivity for a changing climate. *Journal of Conservation Biology* 24: 1686-1689.
15. Kruchek, B. L. 2004. Use of tidal marsh and upland habitats by the marsh rice rat (*Oryzomys palustris*). *Journal of Mammal* 85: 569-575.
16. LaPoint, S., P. Gallerym, M. Wikelski and R. Kays. 2013. Animal behavior, cost-based corridor models, and real corridors. *Journal of Landscape Ecology* 28: 1615-1630.

17. Laurance, W. F. and D. C. Useche. 2009. Environmental synergisms and extinctions of tropical species. *Journal of Conservation Biology* 23: 1427-1437.
18. Lienert, J. 2004. Habitat fragmentation effects on fitness of plant populations-A review. *Journal for Nature Conservation* 12: 53-72.
19. Majka, D., J. Jenness and P. Beier. 2007. Corridor Designer: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors. Available at <http://corridordesign.org>.
20. Ozinga, W. A., R. M. C. Roßmermann, A. Bekker and W. L. M. Prinzing. 2009. Dispersal failure contributes to plant losses in NW Europe. *Journal of Ecology Letters* 12: 66-74.
21. Pflüger, F. J. and N. Balkenhol. 2014. A plea for simultaneously considering matrix quality and local environmental conditions when analysing landscape impacts on effective dispersal. *Journal of Molecular Ecology* 23: 2146-2156.
22. Potts, S. G., J. C. Biesmeijer and C. Kremen. 2010. Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Journal of Trends in Ecology and Evolution* 25: 345-353.
23. Rempel, R. S., D. Kaukinen and A. P. Carr. 2012. Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario.
24. Ricketts, T., J. H. Regetz and I. Steffan-Dewenter. 2008. Landscape effects on crop pollination services: Are there general patterns? *Journal of Ecology Letters* 11: 499-515.
25. Rudnick, D. A., S. J. Ryan, P. Beier, S. A. Cushman, F. Dieffenbach, C. W. Epps, L. R. Gerber, J. Hartter, J. S. Jenness, J. Kintsch, A. M. Merenlender, R. M. Perkl, D. V. Preziosi and S. C. Trombulak. 2012. The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in Ecology* 16: 1-23.
26. Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke and R. B. Jakson. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Journal of Science* 287: 1770-1774.
27. Sawyer, S. C., C. W. Epps, and J. S. Brashares. 2011. Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology* 48: 668-678.
28. Smith, A. T. and J. M. Vrieze. 1979. Population structure of Everglades rodents: responses to a patchy environment. *Journal of Mammal* 60: 778-794.
29. Taylor, P. D., L. Fahrig and G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Journal of Oikos* 68: 571-573.
30. Townsend, P. A., T. R. Lookingbill, C. C. Kingdon, and R. H. Gardner. 2009. Spatial pattern analysis for monitoring protected areas. *Journal of Remote Sensing of Environment* 113: 1410-1420.
31. Trainor, A. M., J. R. Walters, W. F. Morris, J. Sexton, and A. Moody. 2013. Empirical estimation of dispersal resistance surfaces: a case study with red-cockaded woodpeckers. *Landscape Ecology* 28: 755-767.
32. Zeller, K. A., K. McGarigal, A. R. Whiteley. 2012. Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology* 27: 777-797.
33. Ziolkowska, E., K. Ostapowicz, V. C. Radeloff and T. Kuemmerle. 2014. Effects of different matrix representations and connectivity measures on habitat network assessments, *Journal of Landscape Ecology* 29: 1551-1570.
34. Ziolkowska E., K. Ostapowicz, V. C. Radeloff, T. Kuemmerle, A. Sergiel, T. Zwijacz-Kozica, F. Zieba, M. Szmietana and N. Selva. 2016. Assessing differences in connectivity based on habitat versus movement models for brown bears in the Carpathians, *Journal of Landscape Ecology* 31: 1863-1882.

Application of Habitat Suitability and Resistance Surfaces in the Assessment of Habitat Change

M. Panahandeh^{1*}, A. R. Yavari² and E. Salehi²

(Received: May 13-2016; Accepted: Nov. 04-2018)

Abstract

Habitats have dramatically destructed the world wide. However a growing trend is emerging for restoring habitats. One of the most effective approaches to revitalize them is to restore the conditions that have been lost. Studies indicate the high probability of the local extinction of Maral (*Cervus elaphus maral*) in the current habitats of Gilan due to severe habitat destruction. The current study, therefore, aimed to introduce the application of habitat suitability and resistances surfaces, connectivity paths and corridors to analyze and monitor changes in habitats as the starting point for their reconstruction. Based on the results, 35% reduction in suitable habitats, 34% increase in the number of patches, 89% in edge density, and 53% reduction in the average size of patches, indicated that the occurrence of habitat loss and fragmentation had severely disrupted the integrity of Maral habitats. The increase in the cost-weight distance to the Euclidean distance ratio and land cover change of paths and corridors showed the rise of habitat resistance and the reduction of landscape permeability. Results, therefore, represented a clear picture of the changes in habitat suitability and connectivity of Maral which could play an effective role in the restoration process.

Keywords: functional connectivity, corridor, monitoring, restoring, habitat, Maral, Lisar protected area.

1. Academic Center for Education, Culture and Research (ACECR).
2. Dept. of Planning and Manag., Faculty of Environ., Univ. of Tehran, Iran.
*: Corresponding Author, Email: m1344_panahandeh@yahoo.com