

ارزیابی پیوستگی سیمای سرزمین و کریدورهای مهاجرتی آهوی گواتردار در مناطق مرکزی ایران

رسول خسروی^۱، محمودرضا همامی^{۱*} و منصوره ملکیان^۱

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۸/۱۶؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۱۱/۱۵)

چکیده

انزوای جمعیت‌ها و در نتیجه آن خطرات ژنتیکی، بقاء درازمدت جمعیت‌های آهوی گواتردار را تهدید می‌کند. مدیریت این جمعیت‌ها نیازمند برقراری ارتباطات سیمای سرزمین بین لکه‌های زیستگاهی است. در این مطالعه سطوح مقاومت سیمای سرزمین به‌عنوان تابعی از ۱۲ متغیر محیطی و انسانی و با استفاده از مدل‌های پیش‌بینی پراکنش تهیه شد. به‌دلیل کمبود اطلاعات درخصوص فاصله انتشار گونه، سناریوهای متفاوتی از توان انتشار مورد ارزیابی قرار گرفت. با استفاده از رویکرد کرنل مقاومت و مسیرهای حداقل هزینه فاکتوریل، سطح لکه‌های زیستگاهی هسته‌ای و کریدورهای مهاجرتی پیش‌بینی شد. نتایج این مطالعه نشان از انزوای کامل آهوان منطقه حفاظت شده بیدوئیه داشت. در مقابل نرخ جابه‌جایی مناسبی بین آهوان مناطق موته، قمیشلو، کلاه‌قازی، کهباز و کالمنند پیش‌بینی شد. با درنظر گرفتن تأثیر جاده‌ها و کلان شهرها احتمال ارتباط عملکردی سیمای سرزمین بین آهوان کلاه‌قازی با سایر مناطق نیز کاهش می‌یابد. با ترکیب نتایج به دست آمده و ارتباطات ژنتیکی جمعیت‌ها می‌توان عنوان کرد که آهوان مناطق مرکزی کشور در سه زیر جمعیت آهوان بیدوئیه، آهوان کلاه‌قازی و آهوان سایر مناطق حفاظت شده در مرکز کشور گروه‌بندی می‌شوند. نتایج به‌دست آمده نشان می‌دهد که حفاظت از این گونه نیازمند مدیریت یکپارچه در سطح سیمای سرزمین به‌منظور برقراری جریان ژنی بین زیستگاه‌های منزوی است.

واژه‌های کلیدی: کریدور، جریان ژنی، آهوی گواتردار، پیوستگی سیمای سرزمین، مقاومت سیمای سرزمین، کرنل مقاومت

۱. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: mrhemami@cc.iut.ac.ir

مقدمه

تکه‌تکه شدگی زیستگاه به واسطه دخالت‌های انسانی و به‌وجود آمدن جمعیت‌های کوچک و منزوی، بقاء بسیاری از گونه‌ها را با تهدیدات جدی مواجه کرده است (۲۸). نرخ بقاء یک جمعیت تحت تأثیر فاکتورهای محیطی، خصوصیات ذاتی گونه و تهدیدات انسانی قرار دارد. این نرخ در جمعیت‌های کوچک و منزوی به دلیل نوسانات جمعیت‌شناختی، بلایای طبیعی و زوال ژنتیکی به مراتب بیشتر است (۳ و ۳۳). علاوه بر این، بقاء جمعیت‌های کوچک و منزوی به توانایی جابه‌جایی افراد نیز بستگی دارد که این توانایی علاوه بر خصوصیات گونه، تحت تأثیر ویژگی‌های سیمای سرزمین نیز است (۲۵).

در یک سیمای سرزمین تکه‌تکه شده، بقاء گونه‌های با نیازهای مکانی گسترده اغلب در یک الگوی فراجمعیت امکان پذیر است (۱۸)، زیرا در یک فراجمعیت، بقاء جمعیت‌ها از طریق تبادل ژنی بین زیرجمعیت‌ها و انتشار تضمین می‌شود (۳۶). به‌همین دلیل، راهکارهای حفاظت مؤثر از جمعیت‌های منزوی در زیستگاه‌های تکه‌تکه شده بیشتر بر نقشه‌سازی ارتباطات سیمای سرزمین و شناسایی زیستگاه‌های کلیدی گونه متمرکز است (۱۴ و ۳۱). ارتباط سیمای سرزمین را می‌توان میزان مقاومت سیمای سرزمین در مقابل جابه‌جایی افراد تعریف کرد که دو جنبه ارتباط ساختاری و ارتباط کارکردی را در برمی گیرد (۴). ارتباط ساختاری توصیف‌کننده ارتباط فیزیکی بین لکه‌های زیستگاهی بدون در نظر گرفتن واکنش رفتاری گونه‌ها و یا فرایندهای سیمای سرزمین است؛ درحالی‌که ارتباط کارکردی به معنی تأثیر سیمای سرزمین بر جابه‌جایی افراد است (۳۲).

ارتباط و مقاومت سیمای سرزمین از طریق کمی کردن تأثیر فاکتورهای محیطی در طول یک گرادیان مقاومتی در مقابل جابه‌جایی حیوانات برآورد می‌شود (۸). روش‌های مسیرهای حداقل هزینه (۶)، کرنل‌های مقاومت تجمعی (۹) و تئوری مدار (۲۶ و ۳۴) از جمله روش‌های کارآمد به‌منظور کمی کردن ارتباط سیمای سرزمین است. بخش بزرگی از چالش‌های

مربوط به پیش‌بینی ارتباطات سیمای سرزمین ناشی از عدم اطمینان از پراکنش جغرافیایی گونه، نحوه تأثیر عوارض سیمای سرزمین بر جابه‌جایی و درک محدود از توان انتشار گونه‌ها است (۷). یکی از رایج‌ترین روش‌های نمایش ارتباطات سیمای سرزمین، روش مدل‌سازی حداقل هزینه است که در این روش فاصله جغرافیایی و نفوذپذیری سیمای سرزمین با یکدیگر تلفیق می‌شوند (۱). این روش همواره با محدودیت‌هایی از جمله عدم دسترسی به داده‌های تجربی برای محاسبه هزینه‌های انتشار و یا سلیقه‌ای بودن پیش‌بینی‌های صورت گرفته در ارتباط با مقاومت سیمای سرزمین روبه‌رو است (۲۷). رویکردهای جدید بوم‌شناختی همچون کرنل مقاومت (۱۷)، روش فاکتوریل و مسیرهای حداقل هزینه (۱۰)، و ارتباط این روش‌ها با تحلیل‌های الگوی سیمای سرزمین چارچوب مناسبی را برای پیش‌بینی زیستگاه‌های هسته‌ای و کریدورهای مهاجرتی فراهم کرده است. تاکنون در مطالعات زیادی از رویکرد کرنل مقاومت برای ارزیابی ارتباطات سیمای سرزمین استفاده شده است (۵، ۶، ۸ و ۲۴).

آهوی گواتردار در گذشته‌ای نه‌چندان دور در گستره وسیعی از زیستگاه‌های استپی، خشک و نیمه‌خشک کشور می‌زیسته است (۳۷). کاهش شدید جمعیت آهو در اواخر دهه ۱۳۳۰، همزمان با ورود سلاح‌های نیمه‌اتوماتیک و وسایل نقلیه برون جاده‌ای، و همچنین شکار غیرمجاز سبب انقراض محلی این گونه در بسیاری از مناطق کشور شد. علاوه بر این، تداوم شکار همراه با تغییرات شدید در سیمای سرزمین ناشی از دخالت‌های انسانی و همچنین تغییرات آب و هوایی و خشکسالی‌های متعدد بر سرعت کاهش جمعیت‌های این گونه افزوده است. سطح کوچک و عدم ارتباط بین مناطق حفاظت شده نیز توانایی این مناطق را برای تأمین نیازهای جمعیت‌ها برای بقاء طولانی‌مدت با مشکل مواجه کرده است. در چنین شرایطی ارتباط بین لکه‌های زیستگاهی با مساحت کافی به منظور حفاظت از باقی‌مانده جمعیت‌های آهو در کشور می‌تواند ابزار مهمی در کاهش تهدیدات ژنتیکی ناشی از تکه‌تکه شدگی

مستقیم، دوربین‌های تله‌ای، ثبت نمایه‌ها، و نقاط ثبت شده توسط کارشناسان محیط زیست جمع‌آوری شد. به‌منظور کاهش احتمال خطای تکرارهای کاذب و همچنین خود همبستگی مکانی نقاط حضور، فقط یک نقطه حضور در هر ۴ کیلومتر مربع (میانگین اندازه گستره خانگی آهو) (۱۱، ۲۰، ۲۲ و ۱۳) در مدل‌سازی در نظر گرفته شد. علاوه بر این، الگوی مکانی نقاط جمع‌آوری شده با استفاده از آزمون Global Moran's I بررسی و نقاط حضور در فاصله نزدیک به یکدیگر حذف شدند.

نقشه‌سازی مقاومت سیمای سرزمین

به منظور نقشه‌سازی مقاومت سیمای سرزمین، نقشه پراکنش آهو در مناطق مرکزی کشور با استفاده از مدل حداکثر بی‌نظمی (Maximom Entropy : MaxEnt) پیش‌بینی شد. سپس نقشه پراکنش بالقوه گونه تبدیل به نقشه مقاومت شد که نشان‌دهنده میزان مقاومت هر نقطه از سیمای سرزمین در مقابل جابه‌جایی افراد است. متغیرهای وارد شده به مدل مکسنت در چهار طبقه متغیرهای اقلیمی، زیستی، توپوگرافیکی، و انسانی تقسیم‌بندی شدند (جدول ۱). از آنجا که هدف از این مطالعه بررسی تأثیر متغیرهای محیطی بر پراکنش آهوی گواتردار در مقیاس مکانی ۲۵۰ متر بود، لذا سعی شد قدرت تفکیک مکانی داده‌های WordClim به مقیاس مکانی مورد نظر ریزمقیاس شود. بدین منظور از روش آماری مطرح شده توسط فلینت و فلینت (۱۲) در برنامه Microsoft Fortran v5.1 استفاده شد:

$$Z = \left[\frac{\sum_{i=1}^N Z_i + (X - X_i) * C_x + (Y - Y_i) * C_y + (E - E_i) * C_e}{d_i^2} \right] / \left[\sum_{i=1}^N \frac{1}{d_i^2} \right]$$

در این معادله Z متغیر اقلیمی پیش‌بینی شده در یک سلول معین با موقعیت طول جغرافیایی (X)، عرض جغرافیایی (Y) و ارتفاع (E) است. Zi میزان متغیر اقلیمی در سلول i از شبکه اقلیمی با مقیاس کلان با طول جغرافیایی (Xi)، عرض

زیستگاه و انزوای جمعیت‌ها باشد. این مطالعه با هدف پیش‌بینی و نقشه‌سازی زیستگاه‌های هسته‌ای و کریدورهای بالقوه آهوی گواتردار در زیستگاه‌های مرکزی کشور طراحی شد. بدین منظور از رویکرد کرنل مقاومت و معیارهای سیمای سرزمین به منظور ارزیابی مساحت زیستگاه‌های هسته‌ای، تکه‌تکه شدگی و ارتباطات زیستگاهی این گونه استفاده شد. مهم‌ترین اهداف این مطالعه شامل: (۱) پیش‌بینی گستره زیستگاهی مرتبط با هم و نقشه‌سازی کریدورهای مهاجرتی بین لکه‌های زیستگاهی، (۲) شناسایی مناطق جغرافیایی کلیدی برای نگهداری ارتباط بین جمعیت‌ها و تسهیل جابه‌جایی و (۳) مقایسه نتایج به دست آمده با روابط ژنتیکی جمعیت‌های باقی‌مانده آهو در مرکز کشور است.

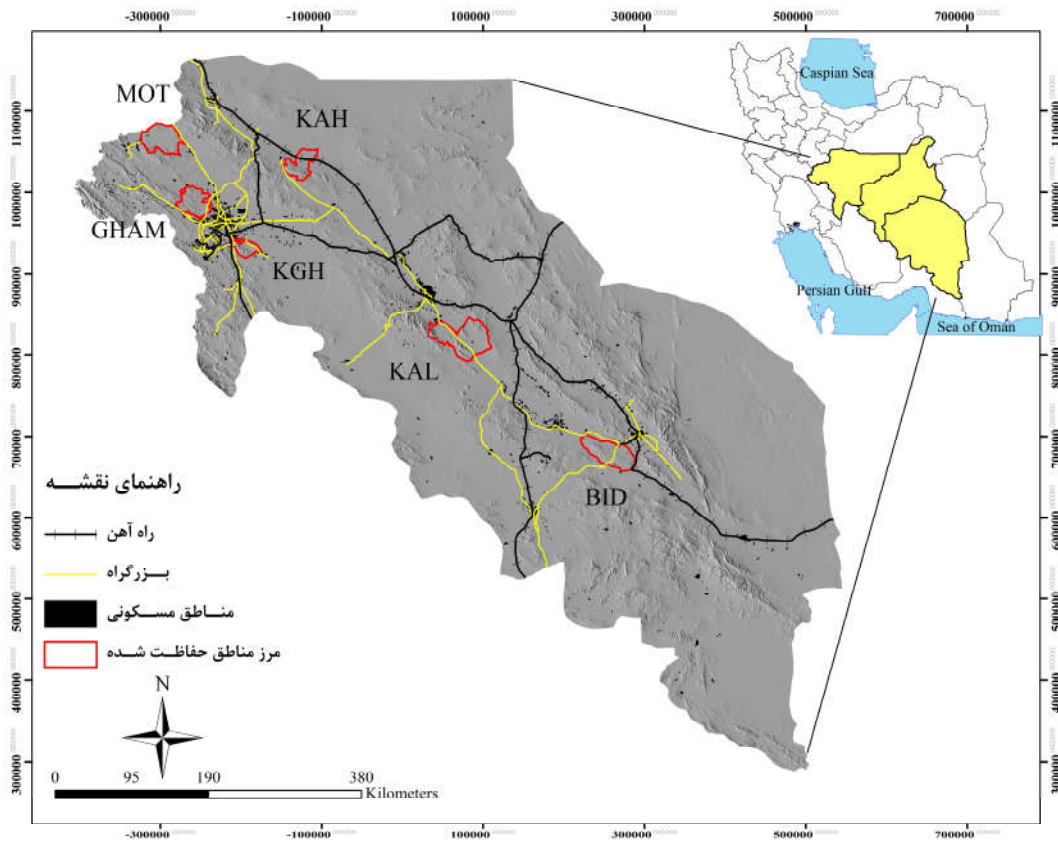
مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مطالعاتی

مطالعه حاضر در باقی‌مانده زیستگاه‌های آهو در مرکز کشور با مساحت ۳۲۰۰۰۰ کیلومتر مربع انجام شد. در طول یک دوره ۳۰ ساله (۱۳۶۰-۱۳۹۰) میانگین سالانه دما بین ۱۰ تا ۲۷ درجه سانتی‌گراد و میانگین سالانه بارندگی بین ۵۱ تا ۳۲۸ میلی‌متر متغیر بوده است. اقلیم غالب منطقه، خشک تا نیمه‌خشک و با پوشش غالب بوته‌زار است. در حال حاضر زیستگاه‌های اصلی آهو در گستره مورد مطالعه محدود به شش منطقه تحت حفاظت می‌شود (شکل ۱). توسعه شبکه جاده‌ای، گسترش فعالیت‌های کشاورزی و تغییرات کاربری اراضی سبب تغییرات گسترده در سیمای سرزمین این بخش از کشور شده است که این امر قطع ارتباطات و در نتیجه انزوای جمعیت گونه‌های وحشی را به دنبال داشته است.

ثبت نقاط حضور

نقاط حضور ثبت شده از مشاهده گونه در محدوده مورد مطالعه در طی سال‌های ۱۳۹۰ تا ۱۳۹۴ براساس مشاهدات



شکل ۱. موقعیت مناطق تحت حفاظت و زیستگاه‌های اصلی آهو در محدوده مورد مطالعه

(BID: بیدویی، KAL: کالمند و بهادران، KGH: کلاه‌قاضی، MOT: موله، KAH: کهباز، GHAM: قمیشلو)

جدول ۱. متغیرهای وارد شده به مدل مکسنت به منظور تهیه نقشه پراکنش آهوی گواتردار در زیستگاه‌های مرکزی کشور

منبع	متغیر	کد
Worldclim	مؤلفه اول تجزیه به مؤلفه‌های اصلی ۱۹ متغیر زیست اقلیمی	bio_pca1
Worldclim	مؤلفه دوم تجزیه به مؤلفه‌های اصلی ۱۹ متغیر زیست اقلیمی	bio_pca2
سازمان فضایی	مؤلفه اول تجزیه به مؤلفه‌های اصلی ۲۳ شاخص پوشش گیاهی	ndvi_pca1
سازمان فضایی	مؤلفه دوم تجزیه به مؤلفه‌های اصلی ۲۳ شاخص پوشش گیاهی	ndvi_pca2
سازمان جنگل‌ها و مراتع	تیب پوشش گیاهی	rt
سازمان جنگل‌ها و مراتع	تراکم اراضی مرتعی با پوشش گیاهی بیشتر از ۲۵ درصد	rd1_2
سازمان جنگل‌ها و مراتع	تراکم اراضی مرتعی با پوشش گیاهی کمتر از ۲۵ درصد	rd3
سازمان محیط زیست	تراکم مناطق مسکونی	sd
نقشه رقوم ارتفاع	زبری سطح زمین	roughness
نقشه رقوم ارتفاع	شاخص موقعیت شیب	sp
نقشه رقوم ارتفاع	ارتفاع	elevation
سازمان محیط زیست	تراکم اراضی کشاورزی	fd

متغیرهای با همبستگی مکانی بالا، متغیری انتخاب شد که در تحلیل جک‌نایف از اهمیت بیشتری برخوردار بود. اجرای مدل حداکثر آنتروپی در نرم‌افزار MaxEnt 3.3.1 صورت گرفت. مدل مکسنت با استفاده از لایه‌های آماده شده و تقسیم‌بندی داده‌های حضور به دو گروه (۸۰ درصد آموزش و ۲۰ درصد آزمون) و با تعداد نقاط پس‌زمینه ۵۰۰۰ اجرا شد. از آزمون جک‌نایف برای ارزیابی اهمیت متغیرها استفاده شد. روش ارزیابی متقابل به منظور بررسی کارایی مدل انتخاب و از ۱۰ تکرار برای اجرای مدل استفاده شد. درنهایت برای ارزیابی مدل مکسنت، از ویژگی عامل دریافت‌کننده (ROC: Receiver Operator Characteristic) استفاده شد.

مدل‌سازی ارتباطات سیمای سرزمین با استفاده از رویکرد کرنل مقاومت

بر خلاف بسیاری از روش‌های پیش‌بینی‌کننده ارتباطات سیمای سرزمین، رویکرد کرنل مقاومت یک نقشه پیش‌بینی از نرخ انتشار مورد انتظار برای هر نقطه از محدوده مورد مطالعه را ارائه می‌دهد. در این روش فاصله انتشار گونه می‌تواند به صورت مستقیم وارد مدل شود که این موضوع امکان بررسی نحوه تأثیرپذیری گونه‌های مختلف با توان تحرکی متفاوت را امکان‌پذیر می‌کند (۶). رویکرد کرنل مقاومت، برای مدل‌سازی ارتباط براساس انتشار حداقل هزینه، از مجموعه‌ای از نقاط حضور تعریف شده در سیمای سرزمین استفاده می‌کند. از نرم‌افزار شبیه‌ساز شبکه‌ای UNICOR برای پیش‌بینی زیستگاه‌های هسته‌ای و کریدورهای مهاجرتی گونه استفاده شد. با استفاده از تحلیل شبکه و نظریه گراف، لایه مقاومت سیمای سرزمین به‌عنوان یک گراف حاوی گره‌ها (نقاط حضور) و یال‌ها (مسیرهای حداقل - هزینه) تعریف شد. سپس از الگوریتم Dijkstra برای پیدا کردن مسیرهای بهینه بین هر ترکیب از گره‌های شروع و پایان استفاده شد. مسیرهای حداقل هزینه پیش‌بینی شده براساس تخمین‌های تراکم کرنل براساس تابع گوسین بافر (۱۹) و از طریق جمع

جغرافیایی (Yi) و ارتفاع (Ei) است. N تعداد سلول‌های شبکه با مقیاس کلان در یک شعاع مشخص در اطراف سلول شبکه با مقیاس خرد بوده و Cx، Cy و Ce نیز به ترتیب ضرایب رگرسیونی برای طول جغرافیایی، عرض جغرافیایی و ارتفاع است. di فاصله بین سلول شبکه با مقیاس خرد تا i امین سلول از شبکه اقلیمی با مقیاس کلان است. شعاع مورد نظر برای ریزمقیاس کردن متغیرها، ۳۰۰۰ متر انتخاب شد. پس از ریزمقیاس کردن ۱۹ متغیر زیست اقلیمی به مقیاس مورد نظر، ارزش هر یک از آنها در نقاط حضور استخراج و سپس با استفاده از آنالیز تجزیه به مؤلفه‌های اصلی تعداد متغیرهای زیست اقلیمی به چند مؤلفه اصلی خلاصه شد. درنهایت مؤلفه‌هایی با مقادیر ویژه بالاتر از یک، وارد مدل شدند (۲).

شاخص (Normalized Difference Vegetation NDVI Index)

با استفاده از تصاویر سنجنده Modis تهیه شد. بدین منظور ۲۳ لایه NDVI از تصاویر ماهواره‌ای سال ۲۰۱۲ این سنجنده تهیه شد (هر ۱۶ روز یک لایه). محاسبه ضریب همبستگی بین ۲۳ شاخص پوشش گیاهی استخراج شده نشان داد که همبستگی نسبتاً بالایی بین لایه‌های استخراج شده وجود دارد. بنابراین تحلیل تجزیه به مؤلفه‌های اصلی روی ۲۳ نقشه انجام شد. نتایج این تحلیل نشان داد که نزدیک به ۶۷ درصد از واریانس کل را مؤلفه اول و دوم به‌خود اختصاص می‌دهد؛ بنابراین از این نقشه در مدل مکسنت به‌عنوان نقشه شاخص پوشش گیاهی سال ۲۰۱۲ استفاده شد. علاوه بر شاخص پوشش گیاهی، تیپ پوشش گیاهی و تراکم اراضی مرتعی نیز وارد مدل شد. گستره خانگی آهو در صورت عدم وجود مهاجرت‌های فصلی و کوچ حیوان، بین دو تا هشت کیلومتر مربع متغیر است (۱۱، ۱۳، ۲۰ و ۲۲). بنابراین، با در نظر گرفتن یک گستره خانگی دایره‌ای شکل با مساحت چهار کیلومتر مربع، شعاع ۱۳۰۰ متر برای تهیه نقشه تراکم مناطق مسکونی استفاده شد.

ضریب همبستگی پیرسون بین هر جفت از متغیرها با استفاده از نرم‌افزار ENMTools 1.3 محاسبه و در رابطه با جفت

گستره زیستگاه‌های یکپارچه در سیمای سرزمین مورد مطالعه استفاده شد. بدین منظور چهار شاخص درصد سیمای سرزمین (PLAND: Percentage of Landscape)، طول همبستگی (GYRATE_AM: Area-weighted mean radius of gyration)، شاخص بزرگ‌ترین لکه زیستگاهی (LPI: Large Patch Index)، و تعداد لکه‌های زیستگاهی پیوسته یا هسته‌ای (NP: Number of Patch) محاسبه شد. درصد سیمای سرزمین، سطحی از سیمای سرزمین است که به‌عنوان زیستگاه پیوسته یا زیستگاه هسته‌ای پیش‌بینی می‌شود. طول همبستگی نیز میانگین فاصله که یک گونه می‌تواند در داخل یک لکه زیستگاه و از یک نقطه تصادفی قبل از رسیدن به مرز لکه حرکت کند را اندازه‌گیری می‌کند (۲۱). بزرگ‌ترین لکه زیستگاهی (۲۱) برای زیستگاه هسته‌ای و زیستگاه پیوسته به‌عنوان نسبتی از کل منطقه مورد مطالعه محاسبه شد.

نتایج

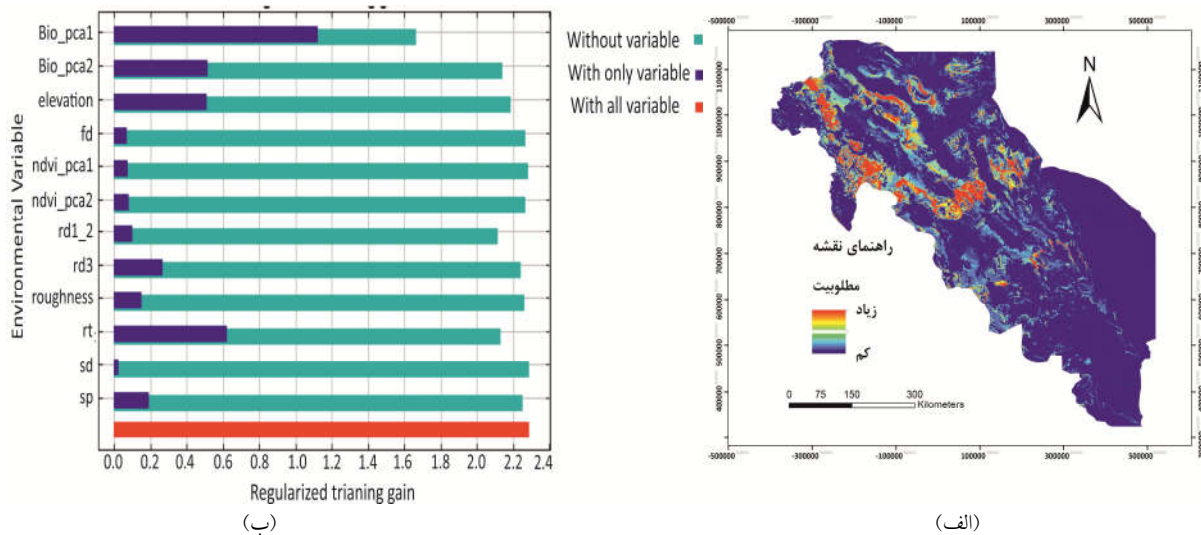
پیش‌بینی پراکنش آهوی گواتردار و نقشه مقاومت سیمای سرزمین

براساس خروجی لجستیک مدل ناهمبسته پراکنش آهوی گواتردار، بیشترین مناطق مطلوب در قسمت‌های مرکزی، غرب و شمال غرب منطقه مورد مطالعه و کمترین میزان مطلوبیت در محدوده جنوبی منطقه مشاهده شد (شکل ۲). براساس نتایج آزمون جک‌نایف، متغیرهای تراکم اراضی مرتعی با پوشش گیاهی بیش از ۲۵ درصد، تیپ پوشش گیاهی، مؤلفه اول و دوم متغیرهای زیست اقلیمی، و ارتفاع به‌عنوان مهم‌ترین متغیرهای مؤثر در مدل نهایی پراکنش شناسایی شدند. نتایج بررسی سهم هر یک از ۱۹ متغیر زیست اقلیمی در مؤلفه اول تجزیه به مؤلفه‌های اصلی نشان داد که دمای متوسط سالیانه، حداکثر دمای گرم‌ترین ماه، میانگین دمای خشک‌ترین فصل، میانگین دمای گرم‌ترین فصل و همچنین بارش سالیانه بیشترین تأثیر را بر مدل نهایی پراکنش دارند. براساس منحنی پاسخ، تیپ پوشش گیاهی درمنه، خانواده اسفناج و اسکارویولا بیشترین تیپ‌های انتخاب

ترکیب شدند تا نقشه‌های شبکه ارتباطی بین تمامی گره‌های آغاز و پایان تهیه شود. تراکم مورد انتظار اولیه برای هر سلول حاوی نقاط حضور "یک" در نظر گرفته شد. سپس مدل تراکم نسبی مورد انتظار برای هر پیکسل در اطراف نقاط حضور و با در نظر گرفتن توانایی انتشار گونه، ماهیت تابع انتشار و مقاومت سیمای سرزمین تهیه شد (۵ و ۶). پس از محاسبه تراکم کرنل در محدوده مورد مطالعه، کرنل مقاومت (R_k) محاسبه شد. بدین منظور توابع کرنل در اطراف مسیرهای حداقل هزینه برای هر ترکیب از نقاط حضور گونه به‌صورت مجزا تهیه شد. سپس شبکه فاصله-هزینه تهیه شده معکوس و مقیاس‌بندی شد، به‌نحوی که حداکثر ارزش برای هر کرنل منفرد یک باشد. در نهایت کرنل‌های مقیاس‌بندی شده اطراف هر نقطه حضور جمع شده و تراکم نسبی مورد انتظار از انتشار افراد در هر پیکسل از سیمای سرزمین به‌دست آمد. به‌منظور بررسی میزان حساسیت مدل خروجی به فاصله انتشار، سطوح کرنل مقاومت برای پنج سناریوی فاصله انتشار گونه (۵۰، ۷۵، ۱۰۰، ۱۲۵ و ۱۵۰ کیلومتر) نقشه‌سازی شد.

تحلیل سطح زیستگاهی و ارتباطات سیمای سرزمین

تراکم مورد انتظار از انتشار افراد در نقشه کرنل مقاومت نشان دهنده توزیع ارتباطات زیستگاهی در محدوده سیمای سرزمین و تغییرات مکانی در تراکم مورد انتظار افراد است. در این مطالعه، موانع انتشار به‌عنوان مناطقی تعریف شد که کرنل مقاومت پیش‌بینی شده در آن مناطق صفر باشد. زیستگاه‌های هسته‌ای نیز مناطق یکپارچه و با مقادیر کرنل مقاومت بیشتر از ۲۰ درصد بالاترین مقاومت پیش‌بینی شده در محدوده مورد مطالعه تعریف شد. مناطق شکست نیز به‌عنوان مناطقی با کرنل مقاومت بین سدها و زیستگاه هسته‌ای در نظر گرفته شدند (۸ و ۳۰). سطح زیستگاهی پیوسته در سیمای سرزمین از مجموع زیستگاه‌های هسته‌ای و منطقه‌های شکست محاسبه شد. از برنامه FRAGSTAT (۲۱) برای بررسی تکه‌تکه‌شدگی زیستگاهی و



شکل ۲. الف) نقشه پیش‌بینی پراکنش آهوی گواتردار در محدوده مورد مطالعه و ب) نتایج آزمون جک‌نایف از اهمیت متغیرها در مدل

خروجی

حفاظت شده بیدوئیه به صورت یک لکه منزوی دیده می‌شود. به نظر می‌رسد حتی با توان انتشار بیش از ۱۰۰ کیلومتر نیز آهوان منطقه بیدوئیه در جنوب کشور به صورت منزوی باقی می‌ماند. بنابراین، با توجه به نتایج به دست آمده، مهاجرت بین آهوان مناطق مرکزی و شمال منطقه مورد مطالعه امکان‌پذیر به نظر می‌رسد.

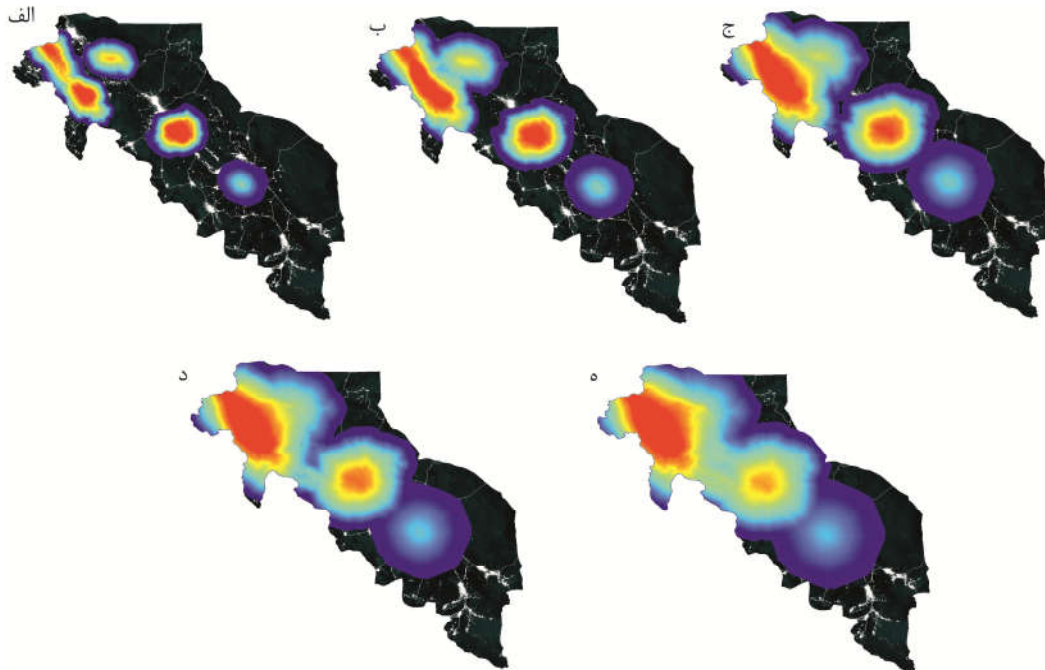
در شکل ۴، کریدورهای پیش‌بینی شده بدون در نظر گرفتن آستانه انتشار ترسیم شده است. کریدورهای ترسیم شده لزوماً به معنای کارکردی بودن آنها نیست و تنها ارتباط ساختاری را نشان می‌دهد. کریدورهایی با نرخ جابه‌جایی بالا بین جمعیت‌های موته و قمیشلو، و کهیاز و کلاه‌قازی دیده می‌شود. در مقابل، کریدورهای مهاجرتی بین جمعیت بیدوئیه با سایر جمعیت‌ها از نرخ جابه‌جایی پایینی برخوردار است. با در نظر گرفتن کلان شهر اصفهان و همچنین بزرگراه‌های اطراف منطقه کلاه‌قازی دیده می‌شود که کریدور مهاجرتی بین منطقه کلاه‌قازی با مناطق موته و قمیشلو قطع می‌شود. بنابراین به نظر می‌رسد که وجود کلان شهر اصفهان ارتباط کارکردی سیمای سرزمین بین آهوان این منطقه با مناطق دیگر را قطع می‌کند.

شاخص درصد سیمای سرزمین (PLAND)، طول

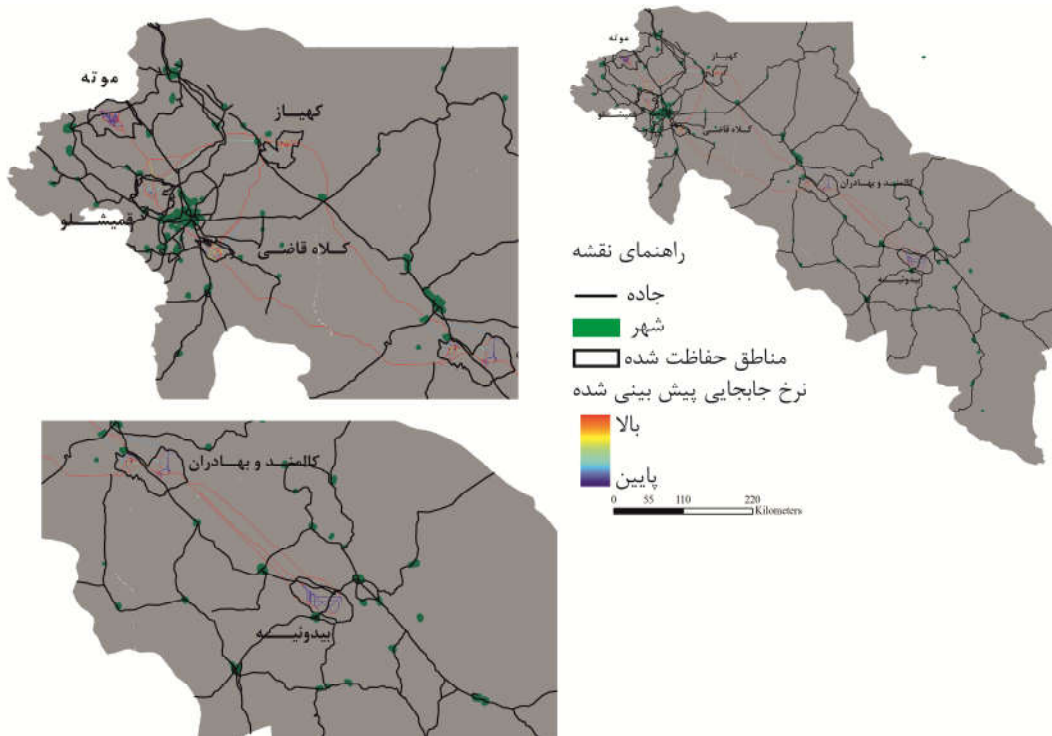
شده توسط این گونه هستند. علاوه بر تیپ اراضی مرتعی، تراکم اراضی مرتعی نیز به عنوان متغیر مهم در پراکنش این گونه شناسایی شد.

مدل‌سازی ارتباطات سیمای سرزمین

در شکل ۳، تراکم مورد انتظار از انتشار افراد در هر نقطه از منطقه مورد مطالعه و زیستگاه‌های پیوسته پیش‌بینی شده نشان داده شده است. زیستگاه پیوسته پیش‌بینی شده آهو با نقشه مقاومت محاسبه شده و توان انتشار ۷۵ کیلومتر، در سه لکه متمرکز می‌شود. این لکه‌ها شامل یک لکه جمعیتی در منطقه حفاظت شده بیدوئیه، یک لکه زیستگاهی در منطقه حفاظت شده کالمند و بهادران و یک لکه حفاظتی در شمال و شمال غرب منطقه (پارک ملی کلاه‌قازی، پارک ملی قمیشلو، پناهگاه حیات وحش موته، و منطقه حفاظت شده کهیاز) است. با در نظر گرفتن توان انتشار ۱۲۵ کیلومتر، دو لکه جمعیتی یکی در منطقه حفاظت شده بیدوئیه و دیگری شامل سایر مناطق مطالعه شده دیده می‌شود. جمعیت شمال و شمال غربی منطقه مورد مطالعه، یک لکه پیوسته با سطح زیادی از زیستگاه‌های پیوسته و نرخ مهاجرت درون لکه‌ای بالا را تشکیل می‌دهد. در مقابل منطقه



شکل ۳. نرخ انتشار مورد انتظار آهوی گواتردار در زیستگاه‌های مرکزی کشور با استفاده از رویکرد کرنل مقاومت و با در نظر گرفتن سناریوهای مختلف از فاصله انتشار (به ترتیب ۵۰، ۷۵، ۱۰۰، ۱۲۵ و ۱۵۰ کیلومتر). نرخ انتشار پیش‌بینی شده افراد با طیف رنگی آبی (احتمال انتشار پایین) تا رنگ قرمز (احتمال انتشار بالا) نشان داده شده است (رنگی در نسخه انگلیسی).



شکل ۴. کریدورهای مهاجرتی پیش‌بینی شده با استفاده از رویکرد کرنل مقاومت و مسیرهای حداقل هزینه فاکتوریل

جدول ۲. نتایج ارزیابی نکه تکه شدگی زیستگاه با استفاده از نرم افزار FRAGSTAT و براساس شاخص های درصد سیمای سرزمین (PLAND)، اندازه بزرگ ترین لکه زیستگاهی (LPI)، طول همبستگی (CL) و تعداد لکه های زیستگاهی در زیستگاه های پیوسته در

سناریوهای مختلف فاصله انتشار

شاخص	فاصله انتشار (کیلومتر)									
	۱۵۰		۱۲۵		۱۰۰		۷۵		۵۰	
	پیوسته	هسته	پیوسته	هسته	پیوسته	هسته	پیوسته	هسته	پیوسته	هسته
PLAND	۶۹/۴۰	۳۰/۶۰	۶۲/۰۴	۳۰/۵۱	۵۲/۶۸	۲۵/۵۵	۳۶/۹۹	۱۹/۷۹	۲۲/۶۰	۱۱/۴۰
NP	۲	۹	۲	۳	۲	۴	۴	۳	۴	۴
LPI	۶۹/۴۰	۲۴/۷۵	۶۲/۰۴	۳۰/۰۲	۵۲/۶۸	۱۶/۲۷	۱۹/۰۶	۱۳/۲۰	۸/۷۳	۵/۸۴
CL	۲۲۸۰۶۲	۱۳۲۵۷۹	۲۲۲۳۶۰	۱۵۹۹۶۷	۲۱۶۶۹۹	۸۴۰۰۷	۸۶۶۴۶	۷۶۶۹۵	۶۱۴۱۴	۵۴۹۲۱

تلفیق نتایج ارزیابی ارتباطات سیمای سرزمین با نتایج

حاصل از مطالعات ژنتیک

نقشه سازی زیستگاه های هسته ای، زون های آسیب پذیر و کریدورها نشان داد که جمعیت های آهوی گواتردار به جمعیت های کوچک تر و منزوی تقسیم شده اند، که با در نظر گرفتن توان انتشار بالاتر از ۱۵۰ کیلومتر باز هم این تکه تکه شدگی در برخی از جمعیت ها دیده می شود. با در نظر گرفتن اثر مقاومت جاده و کلان شهرها دیده شد که هفت جمعیت آهو در مناطق مرکزی کشور تشکیل سه زیر جمعیت شامل ۱- آهوان منطقه بیدوئی، ۲- آهوان منطقه کلاه قاضی و ۳- آهوان مناطق قمیشلو، موته، کهپاز و کالمند را می دهند. به نظر می رسد تکه تکه شدگی زیستگاه آهوان در منطقه مورد مطالعه مقاومت نسبتاً بالای سیمای سرزمین را در خارج از لکه های باقی مانده (عمدتاً مناطق حفاظت شده) به وجود آورده که این موضوع منجر به منزوی شدن لکه های زیستگاهی اشغال شده شده است.

تحلیل های گروه بندی ساختار ژنتیکی نمونه های آهو در مناطق مرکزی کشور با استفاده از نشانگرهای ریزماهواره نشان داده است که شش جمعیت آهو در مناطق مرکزی کشور، از لحاظ ساختار ژنتیکی سه گروه مجزا شامل ۱- آهوان منطقه حفاظت شده بیدوئی، ۲- آهوان پارک ملی کلاه قاضی و ۳- آهوان مناطق کالمند، قمیشلو، موته و کهپاز را تشکیل می دهند (۱۶). نتایج به دست آمده نشان از تمایز ژنتیکی جمعیت های

همبستگی (CL) و شاخص بزرگ ترین لکه زیستگاهی (LPI) برای زیستگاه های پیوسته با افزایش فاصله انتشار افزایش نشان داد (جدول ۲). اما شاخص تعداد لکه های زیستگاهی (NP) با افزایش توان انتشار کاهش می یابد. شاخص PLAND برای زیستگاه پیوسته پیش بینی شده بین ۲۲/۶۰ تا ۶۹/۴۰ درصد از سطح منطقه مورد مطالعه متغیر بود (جدول ۲).

بحث و نتیجه گیری

بحث های زیادی در خصوص کارایی کریدورهای خطی با عرض کم در برقراری ارتباطات بین لکه های زیستگاهی مطرح بوده است (۱۵). گونه های جانوری محیط اطراف خود را به صورت گرادیان هایی از کیفیت های بوم شناختی تجربه می کنند. در نظر گرفتن این موضوع در تحلیل های ارتباط سیمای سرزمین، سبب شده تا برای پیش بینی کریدورهای خطی بین لکه های زیستگاهی، نحوه تأثیر الگوهای سیمای سرزمین بر جابه جایی افراد در مقیاس وسیع تری مورد بررسی قرار گیرد (۷ و ۱۰). در این مطالعه ارتباطات سیمای سرزمین بین جمعیت های آهو در مقیاس وسیع ارزیابی و گستره و الگوی مکانی زیستگاه های هسته ای، زون های شکست، موانع و کریدورهای موجود بین لکه های زیستگاهی تعیین شد. با به کارگیری سناریوهای مختلف از فاصله انتشار، وابستگی پیش بینی های صورت گرفته به مقیاس مکانی ارزیابی شد.

کمترین سناریوی فاصله انتشار (۵۰ کیلومتر) نیز ارتباط بین زیستگاه‌های هسته‌ای این دو منطقه و نرخ بالای انتشار بالا بین دو جمعیت دیده شد. بررسی فاکتورهای سیمای سرزمین ناشی از دخالت‌های انسانی نشان می‌دهد که سطح این دخالت‌ها بین دو منطقه مذکور در مقایسه با سایر مناطق بررسی شده کمتر است. همچنین در رابطه با خطوط شبکه جاده‌ای، بین دو منطقه مذکور جاده‌های با تراکم ترافیکی بالا دیده نمی‌شود. به‌همین دلیل احتمال وجود ارتباط بین آهوان این دو منطقه بسیار بالا است. محاسبه شاخص جریان ژنی بین آهوان این دو منطقه نیز نشان داده است که سطح تمایز ژنتیکی بین آهوان این دو منطقه بسیار ناچیز است ($F_{ST} = 0/035$) (۱۶). مشاهده نقشه پوشش اراضی منطقه مورد مطالعه، وجود چنین جریانی را قوت می‌بخشد. از آنجا که بخش اعظم مناطق شرقی محدوده مورد مطالعه را اراضی بیابانی می‌پوشاند و دخالت‌های انسانی نظیر شبکه جاده‌ها و مناطق مسکونی در این محدوده کمتر دیده می‌شود، لذا فرضیه برقراری ارتباط ژنی بین آهوان منطقه حفاظت شده کالمند با منطقه قمیشلو و کلاه‌قازی قوت می‌یابد. در شکل‌های ۴ و ۵ نیز وجود کریدور مهاجرتی بین آهوان کالمند، کهپاز، قمیشلو و موه احتمال عبور آهوان از مناطق بیابانی با تعارض کم در قسمت‌های شرقی منطقه مورد مطالعه را قوت می‌بخشد.

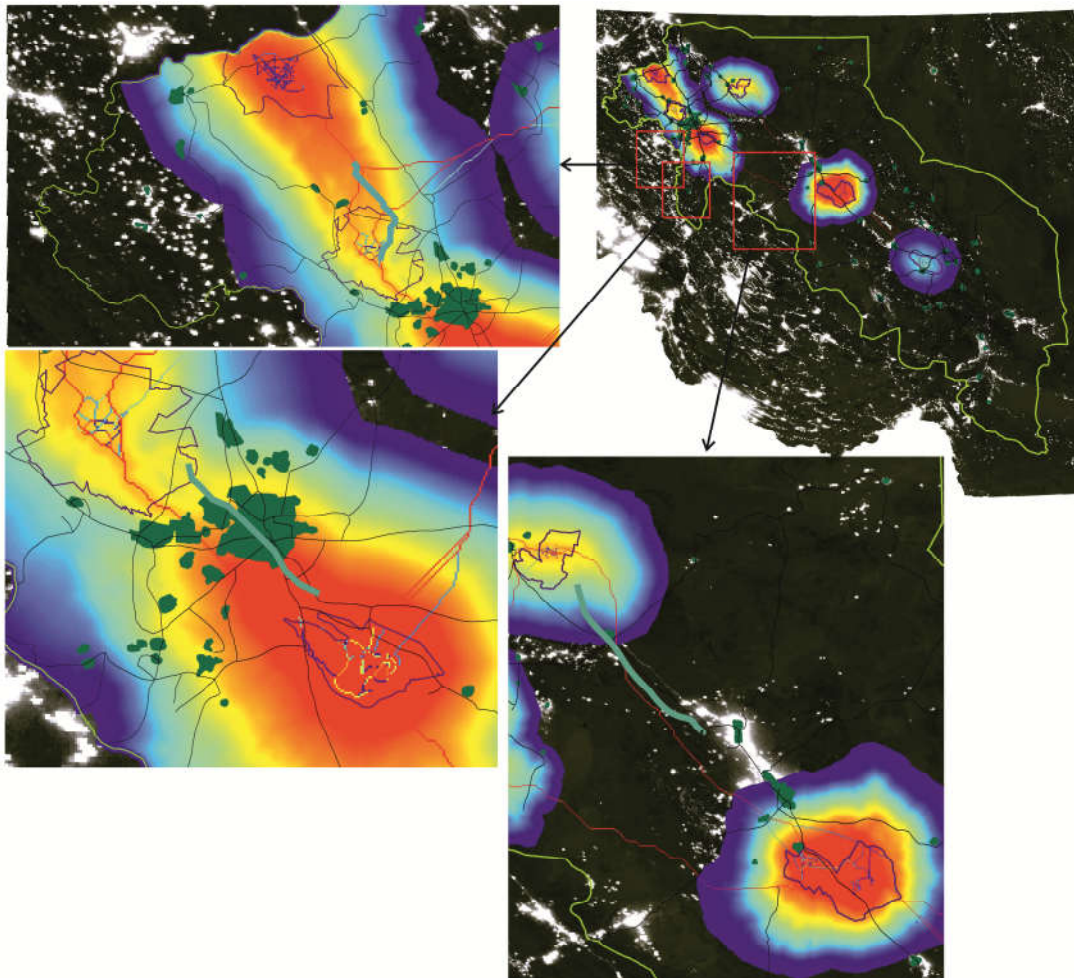
اعتبارسنجی کریدورهای پیش‌بینی شده

ارزیابی‌های صورت گرفته در ارتباط با مدل‌سازی زیستگاه‌های هسته‌ای، مناطق شکست و کریدورها همواره با چالش اعتبارسنجی پیش‌بینی‌های صورت گرفته، به‌دلیل کمبود اطلاعات تجربی درخصوص جابه‌جایی گونه‌ها روبه‌رو بوده است (۲۹). مطالعات تجربی با استفاده از زنده‌گیری و نشانه‌گذاری و پیمایش افراد می‌تواند مشخص کند که آیا زیستگاه‌های مطلوب و کریدورهای پیش‌بینی شده در عمل نیز توسط گونه مورد استفاده قرار می‌گیرند؟ این روش همواره هزینه‌بر بوده و در بسیاری از شرایط امکان‌پذیر نیست. به‌عنوان یک گزینه

آهو در مناطق مرکزی کشور دارد. محاسبه شاخص‌های تمایز جمعیتی (F_{ST} , R_{ST}) کمترین میزان شاخص F_{ST} را بین دو جمعیت قمیشلو و موه (۰/۰۳۵) و بیشترین تمایز را بین جمعیت‌های بیدویی و کهپاز (۰/۲۶۴) نشان داد. بنابراین نتایج حاصل از مطالعات ژنتیک (۱۶) تأیید کننده نتایج مطالعه حاضر مبنی بر تأثیر مقاومت سیمای سرزمین بر ارتباط بین جمعیت‌ها است. براساس نتایج به‌دست آمده و تلفیق آن با نتایج مطالعات ژنتیک می‌توان جمعیت‌های آهو در مناطق مرکزی کشور را در سه واحد مدیریتی مجزا تعریف کرد.

توسعه شبکه جاده‌ای اطراف منطقه حفاظت شده بیدویی سبب تکه‌تکه شدن زیستگاه و محدود شدن جمعیت آهو در این منطقه شده است (شکل ۴). مطالعات سیمای ژنتیک نشان داده است که علاوه بر تأثیر فاکتورهای محیطی و انسانی بر مقاومت سیمای سرزمین، جدایی ساختار ژنتیکی آهوان این منطقه در اثر فرضیه جدایی در اثر فاصله نیز بوده است (۱۶). بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که ترکیبی از فاکتورهای مقاومت سیمای سرزمین و فاصله جغرافیایی سبب قطع ارتباطات سیمای سرزمین بین آهوان این منطقه شده است. اگرچه نتایج مطالعه حاضر نشان از ارتباط سیمای سرزمین بین جمعیت کلاه‌قازی با جمعیت قمیشلو و موه داشت (شکل ۳)، اما به‌نظر می‌رسد که وجود کلان شهر اصفهان و همچنین جاده‌های با حجم ترافیکی بالا در اطراف منطقه، در عمل ارتباط عملکردی سیمای سرزمین بین این جمعیت با جمعیت‌های قمیشلو و موه را قطع کرده است (شکل ۵) که این امر در نتایج مطالعات ژنتیک نیز تأیید شده است. نتایج مطالعات ژنتیک نشان داده است که آهوان این منطقه همچون آهوان منطقه بیدویی، ساختار ژنتیکی کاملاً مجزایی را تشکیل می‌دهند. توسعه شبکه جاده‌ای و مناطق مسکونی در اطراف پارک ملی کلاه‌قازی مهاجرت و برقراری ارتباط بین جمعیت‌های آهو در این منطقه با جمعیت‌های خارج از پارک در مناطق دیگر را قطع کرده است.

نتایج این مطالعه ارتباط بالای سیمای سرزمین بین جمعیت‌های موه و قمیشلو را نشان داد، به‌نحوی که حتی در

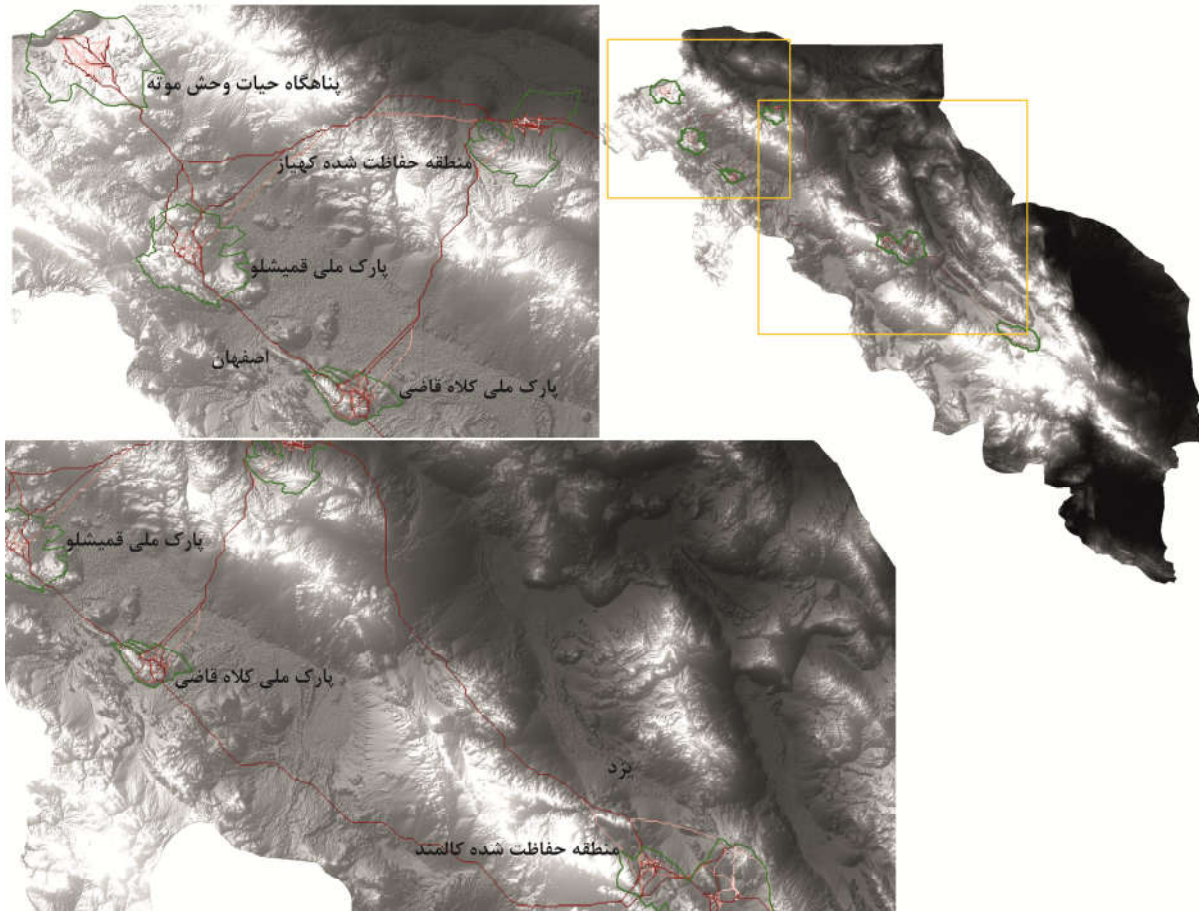


شکل ۵. زیستگاه‌های هسته‌ای و مناطق شکست آهوی گواتردار در مرکز کشور (رنگی در نسخه الکترونیکی)

(جاده‌ها با خطوط سیاه رنگ و مناطق مسکونی با پلی‌گون‌های سبز رنگ نشان داده شده‌اند. جعبه‌های قرمز نشان‌دهنده کریدورهای مهاجرتی مهم بین زیستگاه‌های هسته‌ای است، نرخ جابه‌جایی پیش‌بینی شده با دامنه رنگی آبی (نرخ جابه‌جایی کم) تا قرمز (نرخ جابه‌جایی بالا) نمایش داده شده است).

این مسیر مهاجرتی منطبق بر کریدور پیش‌بینی شده در این مطالعه است. از طرف دیگر همان‌طور که در شکل ۴ و ۵ نشان داده شده است، تنها کریدور مهاجرتی بین دو منطقه از مناطقی با تراکم جمعیت انسانی پایین و دور از جاده‌های دو طرفه و مناطق با ارتفاعات کم و مسطح عبور می‌کند. کریدور پیش‌بینی شده بین منطقه کالمند با زیستگاه‌های آهوی در مناطق کهپاز، قمیشلو و موته نیز از مناطق مسطح یا دامنه مناطق کوهستانی با مداخلات انسانی پایین عبور می‌کند. نتایج حاصل از بررسی نشانه‌های مولکولی نیز

جایگزین، در مطالعه حاضر کریدور پیش‌بینی شده بین پارک ملی قمیشلو و پناهگاه حیات وحش موته از طریق داده‌های ژنتیکی و مشاهدات و تجربیات محیط‌بانان اعتبارسنجی شد. نتایج تحلیل‌های گروه‌بندی بیزین با استفاده از نشانگرهای ریزماهور نشان از جریان ژنی بالا بین آهوان این دو منطقه دارد (۱۶). از طرف دیگر اطلاعات تجربی محیط‌بانان منطقه نشان می‌دهد که بیشتر مهاجرت صورت گرفته بین این دو منطقه از همواری‌های عربستان، علی‌آباد و خسروآباد گذشته و به گود خسرو در نزدیکی پناهگاه حیات وحش موته می‌رسد.



شکل ۶. موقعیت کریدورهای پیش‌بینی شده روی نقشه توپوگرافی منطقه

مکانی قابل اطمینان از ارتباطات جمعیتی معمولاً به دلیل عدم قطعیت در رابطه با موارد ذکر شده محدود می‌شود (۸ و ۳۱). در بسیاری از مطالعات ارزیابی ارتباط سیمای سرزمین، نقشه های مقاومت سیمای سرزمین در مقابل جابه‌جایی افراد، با استفاده از نظر متخصصین تهیه می‌شود. کمبود اطلاعات کافی درخصوص جابه‌جایی گونه‌ها و غیرقابل اتکا بودن نظر متخصصین، اعتبار و کارایی این روش‌ها را تحت تأثیر قرار داده است. مدل‌های پراکنش گونه‌ها در مقایسه با روش استفاده از نظر متخصصین کارایی بیشتری در تهیه نقشه مقاومت سیمای سرزمین دارد (۲۳ و ۳۵). در این مطالعه، اطلاعات مربوط به جریان ژنی بین جمعیت‌ها، در مرحله قبل به دست آمده بود و مطالعات سیمائیتیک صورت گرفته نشان‌دهنده تأثیر ضمنی

تأیید کننده وجود جریان ژنی بین آهوان این منطقه با مناطق موته، قمیشلو و کهیاز است. بنابراین با توجه به موارد ذکر شده به نظر می‌رسد که رویکرد کرنل مقاومت و کریدورهای پیش‌بینی شده با استفاده از این رویکرد، اعتبار بالایی در پیش‌بینی مسیرهای عملکردی مهم انتشار آهو بین زیستگاه‌ها در مناطق مرکزی کشور داشته است.

بررسی عدم قطعیت در رابطه با مقاومت سیمای

سرزمین، فاصله انتشار و پراکنش آهوی گواتردار
 نتایج هر تحلیل ارتباط سیمای سرزمین بستگی به داده‌های دقیق از پراکنش گونه هدف، فواصل انتشار و مقاومت نسبی سیمای سرزمین در مقابل جابه‌جایی دارد (۸). پیش‌بینی‌های آشکار

نقاط حضور گونه، میزان خطای ناشی از عدم قطعیت در رابطه با پراکنش گونه به میزان قابل توجهی کاهش یافته باشد. با توجه به موارد اشاره شده درخصوص منابع خطای احتمالی در تحلیل‌های ارزیابی ارتباط سیمای سرزمین، به‌نظر می‌رسد که تفسیرهای صورت گرفته براساس نتایج به‌دست آمده قابل اطمینان باشد. نتایج این مطالعه می‌تواند در مدیریت و استراتژی‌های حفاظتی درخصوص نگهداری و بهبود کیفیت ارتباطات سیمای سرزمین برای آهوی گواتردار کارآمد باشد. بنابراین با توجه به کریدورها و زیستگاه‌های هسته‌ای پیش‌بینی شده لازم است اقدامات مدیریتی بر حفاظت از این لکه‌های هسته‌ای و ارتباطات بین آنها متمرکز شود. در رابطه با کریدورها نیز باید مسیرهای مهاجرتی مهم در برنامه‌های توسعه و تغییر کاربری اراضی در نظر گرفته شود. همچنین لازم است کریدورهای مهاجرتی به‌طور مرتب پایش شود تا این اطمینان حاصل شود که مسیرهای مهاجرتی پیش‌بینی شده در عمل توسط آهوی گواتردار مورد استفاده قرار می‌گیرد.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله بر خود لازم می‌دانیم از همکاری ادارات محیط زیست استان‌های کرمان، اصفهان و یزد بابت صدور مجوز ورود به مناطق تحت حفاظت تشکر و قدردانی کنیم. همچنین از حمایت‌های صندوق پژوهشگران و فناوران کشور (شماره پروژه: ۹۴۰۲۶۹۴۵) و دانشگاه صنعتی اصفهان قدردانی می‌شود.

ارتباط سیمای سرزمین بر جریان ژنی بود (۱۶). علاوه بر این استفاده از ۱۲ لایه اطلاعاتی با کیفیت مناسب سبب شد که لایه مقاومت سیمای سرزمین با استفاده از روش‌های مدل‌سازی و دخالت دادن فاکتورهای مختلف انسانی و محیطی تهیه شود. لایه مقاومت پیش‌بینی شده در این مطالعه قاعدتاً باید از قطعیت و اعتبار کافی برخوردار باشد. ارتباط سیمای سرزمین برای هر گونه، ارتباط مستقیمی با فاصله انتشار گونه دارد (۸). عدم اطلاعات دقیق درخصوص این فاصله، می‌تواند سبب بروز خطا در تحلیل‌های ارتباط سیمای سرزمین شود. از آنجا که اطلاعات دقیق در مورد توان جابه‌جایی و انتشار آهو وجود ندارد، در این مطالعه سعی شد سناریوهای مختلفی در ارتباط با توان انتشار گونه مورد مطالعه قرار گیرد تا خطای ناشی از تأثیر فاصله انتشار در تحلیل‌های ارتباطات سیمای سرزمین تا حد امکان کاهش یابد. مطالعات جدایی در اثر فاصله نشان می‌دهد که با افزایش فاصله بیش از ۱۵۰ کیلومتر، میزان تبادلات ژنتیکی بین جمعیت‌ها کاهش می‌یابد. در این مطالعه توان انتشار در ۵ سناریوی مختلف از ۵۰ تا ۱۵۰ کیلومتر وارد تحلیل‌های ارتباط سیمای سرزمین شد تا عدم قطعیت ناشی از فاصله انتشار گونه تا حد ممکن کاهش یابد.

تفسیر دقیق نتایج به‌دست آمده، بستگی به وجود داده‌های جامع از حضور گونه در منطقه مورد مطالعه دارد. از آنجا که تمامی شواهد نشان می‌دهد که در حال حاضر جمعیت عمده آهو در مناطق مرکزی کشور محدود به شش لکه حفاظت شده است، بنابراین نقاط حضور گونه از تمام محدوده پراکنش فعلی حیوان جمع‌آوری شد. به‌نظر می‌رسد که به‌دلیل پوشش کامل

منابع مورد استفاده

1. Adriaensen, F., J. P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen and S. Villalba. 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape Urban Planning* 64: 233-247.
2. Ahmadzadeh, F., M. Flecks, M. A. Carretero, W. Bohme, C. Ilgaz, J. O. Engler, D. J. Harris, N. Uzum and D. Rodder. 2013. Rapid lizard radiation lacking niche conservatism: ecological diversification within a complex landscape. *Journal of Biogeography* 3: 1-12.
3. Cardillo, M., G. M. Mace, K. E. Jones, J. Bielby, O. R. P. Bininda-Edmonds, W. Sechrest, D. L. Orme and A. Purvis. 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* 309: 1239-1241.
4. Chetkiewicz, C. L. B., C. C. St. Clair and M. S. Boyce. 2006. Corridors for conservation: integrating pattern and

- process. *Annual Reviews of Ecology and Evolutionary Systems* 37: 317-342.
5. Compton, B., K. McGarigal, S. A. Cushman and L. Gamble. 2007. A resistant kernel model of connectivity for vernal pool breeding amphibians. *Conservation Biology* 21:788-799.
 6. Cushman, S. A. and E. L. Landguth. 2010. Spurious correlations and inference in landscape genetics. *Molecular Ecology* 19: 3592-3602.
 7. Cushman, S. A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation* 128: 231-240.
 8. Cushman, S. A., B. McRae, F. Adriansen, P. Beier, M. Shirley and K. Zeller. 2013. Biological corridors and connectivity. pp. 384-404, *In: MacDonald, D. (Eds) Conservation in Theory and Practice*, Wiley, New York.
 9. Cushman, S. A., E. L. Landguth and C. H. Flather. 2012. Evaluating the sufficiency of protected lands for maintaining wildlife population connectivity in the U.S. Northern Rocky Mountains. *Diversity and Distribution* 18: 873-884.
 10. Cushman, S. A., K. S. McKelvey and M. Schwartz. 2009. Using empirically derived source destination models to map regional conservation corridors. *Conservation Biology* 23: 368-376.
 11. Durmuş, M. 2010. Determination of home range size and habitat selection of gazelles (*Gazella subgutturosa*) by GPS telemetry in Sanliurfa. Msc Thesis. The Graduate School of Natural and Applied Sciences, Middle East Technical University, Turkey.
 12. Flint, L. E. and A. L. Flint. 2012. Downscaling future climate scenarios to fine scales for hydrologic and ecological modeling and analysis. *Ecological Processes* 1: 123-140.
 13. Habibi, K. 2001. Pakistan. pp. 122-128, *In: Mallon, D. P. and Kingswood, S. C. (Eds.). Antelopes. Part 4: North Africa, the Middle East and Asia, Global Survey and Regional Action Plans*. IUCN/SSC Antelope Specialist Group, IUCN, Gland and Cambridge.
 14. Hand, B. K., S. A. Cushman, E. L. Landguth and J. Lucotch. 2014. Assessing multi-taxa sensitivity to the human footprint, habitat fragmentation and loss by exploring alternative scenarios of dispersal ability and population size: a simulation approach. *Biodiversity and Conservation* 23: 2761-2779.
 15. Harrison, S and E. Bruna. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure. *Ecography* 22: 225-232.
 16. Khosravi, R., M. R. Hemami, M. Malekian, T. L. Silva, H. R. Rezaei and J. C. Brito. 2016. Effect of landscape features on genetic structure of the goitered gazelle (*Gazella subgutturosa*) in Central Iran. *Conservation Genetics* 1-14.
 17. Landguth, E. L., B. K. Hand, J. Glassy and S. A. Cushman. 2012. UNICOR: a species connectivity and corridor network simulator. *Ecography* 35: 9-14.
 18. Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.
 19. Li, Q. and J. S. Racine. 2007. Smooth varying-coefficient nonparametric models for qualitative and quantitative data. *Econometric Theory* 26(6): 1607-1637.
 20. Martin, L. 2000. Gazelle (*Gazella* spp.) behavioural ecology: predicting animal behaviour for prehistoric environments in south-west Asia. *Journal of Zoology* 250: 13-30.
 21. McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel and E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer Software Program Produced at the University of Massachusetts, Amherst.
 22. Mendelssohn, H., Y. Yom-Tov and C. P. Groves. 1995. *Gazella gazella*. *Mammalian Species* 490: 1-7.
 23. Michels, E., K. Cottenie, L. Neys, K. D. E. Gelas, P. Coppin and L. D. E. Meester. 2001. Geographical and genetic distances among zooplankton populations in a set of interconnected ponds: A plea for using GIS modelling of the effective geographical distance. *Molecular Ecology* 10: 1929-1938.
 24. Moqanaki, E. M. and S. A. Cushman. 2016. All roads lead to Iran: Predicting landscape connectivity of the last stronghold for the critically endangered Asiatic cheetah. *Animal Conservation* 1367-9430.
 25. Mortelliti, A. and L. Boitani. 2008. Evaluation of scentstation surveys to monitor the distribution of three European carnivore species (*Martes foina*, *Meles meles*, *Vulpes vulpes*) in a fragmented landscape. *Mammalian Biology* 73: 287-292.
 26. Pascual-Hortal, L. and S. Saura. 2008. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *European Journal of Forest Research* 127: 23-31.
 27. Rayfield, B., M. J. Fortin and A. Fall. 2010. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology* 25: 519-532. doi: 10.1007/s10980-009-9436-7.
 28. Ripple, W. J., J. A. Estes, R. L. Beschta, C. C. Wilmers, E. G. Ritchie, M. Hebblewhite, J. Berger, B. Elmhagen, M. Letnic, M. P. Nelson, O. J. Schmitz, D. W. Smith, A. D. Wallach and A. J. Wirsing. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343: 1241484.

29. Rosenberg, D. K., B. R. Noon and E. C. Meslow. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *Bioscience* 47: 677-687.
30. Landguth and C. H. Flather. 2013. Evaluating population connectivity for species of conservation concern in the American Great Plains. *Biodiversity and Conservation* 22: 2583-2605.
31. 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? *Applied Ecology* 48: 668-678.
32. Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein and G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
33. Traill, L. W., B. W. Brook, R. R. Frankham and C. J. Bradshaw. 2010. Pragmatic population viability targets in a rapidly changing world. *Biological Conservation* 143: 28-34.
34. Urban, D. L., E. S. Minor, E. A. Treml and R. S. Schick. 2009. Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters* 12: 260-273.
35. Vos, C. C., A. G. Antonisse-De Jong, P. W. Goedhart and M. J. M. Smulders. 2001. Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the moor frog (*Rana arvalis*). *Heredity* 86: 598-608.
36. Wiens, J. A. 2001. The landscape context of dispersal. pp. 96-109. *In*: Clobert, J., Danchin, E., Dhondt, A. A and Nichols, J. D. (Eds). *Dispersal*, Oxford University Press, Oxford.
37. Zachos, F. E., M. Karami, Z. Ibenouazi, G. B. Hartl, I. Eckert and J. Kirschning. 2010. First genetic analysis of a free-living population of the threatened goitered gazelle (*Gazella subgutturosa*). *Mammalian Biology* 75: 277-282.

Assessing Landscape Connectivity and Dispersal Corridors for Goitered gazelle in Central Iran

R. Khosravi¹, M. R. Hemami^{1*} and M. Malekian¹

(Received: Nov. 6-2016; Accepted: Feb. 4-2018)

Abstract

Long-term survival of Goitered gazelles in central Iran has been threatened because of isolation of existing populations and genetic threats. Effective management of these small and isolated populations needs to evaluate landscape connectivity among core habitat patches. In the present study, resistance surfaces were mapped as a function of twelve uncorrelated variables using species distribution algorithms. Given the limited empirical data of Goitered gazelle dispersal distances, we assessed different dispersal ability scenarios. Extent of core habitats, fracture zones, and dispersal corridors were identified using resistance kernel approach. Our finding showed that while gazelle population in Biduiyeh Protected Area has been isolated, there is relatively high dispersal rate among populations of Goitered gazelle in Mooteh National Park, Ghamishloo National Park, Kahyaz Protected Area, Kalmand-Bahadoran Protected Area and Kolah-Qazi National Park. Given the effect of roads and metropolises, functional connectivity between Kolah-Qazi and other populations is not possible. Based on genetic relationships and landscape connectivity results, we concluded that gazelle populations in Central Iran can be grouped into three separated subpopulations including 1-Biduiyeh P.A., 2-Kolah-Qazi N.P., and 3- gazelles in other protected areas. The obtained results show that integrated conservation management at landscape level need to be considered in maintaining gene flow among isolated and fragmented habitats.

Keywords: Corridor, Gene flow, Goitered gazelle, Landscape connectivity, Landscape resistance, Resistance kernel.

1. Dept. of Environ. Sci., Faculty of Natur. Resour., Isf. Univ. of Technol., Isfahan. Iran.

*: Corresponding Author, Email: mrhemami@cc.iut.ac.ir