علوم و تکنولوژی محیط زیست، دوره بیست و یک، شماره سه، خرداد ماه ۹۸

مدل‌سازی کریدور احتمالی پلنگ ایرانی (*Panthera pardus saxicolor*) بین دو زیست‌گاه پناه‌گاه حیات وحش خوش ییلاق و پارک ملی گلستان با روش کریدور حداقل هزینه

حیدر روحی [۱*]
Haydarrouhi@gmail.com
عبدالرسول سلمان ماهینی [۲]
حمید رضا رضایی [۳]

تاریخ دریافت: ۹۳/۱۰/۱ **تاریخ پذیرش:۹۵/۱۱/۲۷**

چکیده

زمینه و هدف: حفظ و بازگرداندن ارتباط بخش‌های مختلف سیمای سرزمین نیازمند مدل‌های ارتباطی و شاخص‌هایی است که قابل اعتماد و کارآمد باشند. لکه‌لکه‌شدگی زیست‌گاه فرآیند پویایی است که باعث تغییر الگوی زیست‌گاه در سیمای سرزمین می‌شود و به طور کلی تکه‌تکه‌شدگی پوشش گیاهی و زیستگاه و جدا شدن آن‌ها از قطعات بزرگ‌تر را توصیف می‌کند. مدل‌سازی حداقل هزینه یک روش مورد استفاده برای تعیین کریدور احتمالی بین تکه‌های جداشده‌ی زیست‌گاه است.

روش بررسی: هدف این مطالعه شناسایی زیست‌گاه‌های مطلوب برای پلنگ ایرانی (*Panthera pardus saxicolor*) در پارک ملی گلستان و پناه‌گاه حیات وحش خوش‌ییلاق و محدوده‌ی بین این دو زیست‌گاه است، با توجه به این‌که این دو زیست‌گاه تقریبا نزدیک به هم قرار گرفته‌اند، اتصال آن‌ها به منظور حرکت ایمن و در عین حال مصرف حداقل انرژی توسط حیوان نقش بسیار مهمی در جریان ژنی و جلوگیری از انزوای ژنتیکی گونه دارد.

یافته ها: در ابتدا مطلوبیت زیست‌گاه گونه در منطقه‌ی مورد پژوهش با روش تحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی و نرم‌افزار بایومپر مورد بررسی قرار گرفت. لایه‌های اطلاعاتی مورد استفاده به عنوان متغیرهای مؤثر بر حضور گونه شامل ارتفاع، شیب، شاخص پوشش گیاهی (NDVI)، فاصله از جاده‌ها، فاصله از روستاها، چشمه‌ها و رودخانه‌ها بوده است. سپس در ادامه‌ی این پژوهش بررسی احتمال وجود کریدور بین دو زیستگاه با روش کریدور حداقل هزینه مورد بررسی قرار گرفت

بحث و نتیجه گیری: نتایج حاصل از نقشه‌ی کریدور احتمالی نشان داد که بخش‌های شمالی پناه‌گاه حیات وحش خوش ییلاق و جنوب پارک ملی گلستان کوتاه‌ترین و امن‌ترین مکان برای جابه جایی حیوان است. حفاظت از این نواحی مهم از اهمیت به سزایی برخوردار است. زیرا بهترین کریدورهایی که پلنگ می‌تواند از طریق آن بین دو زیست‌گاه جابه‌جا شود، در این بخش قرارگرفته است.

واژه‌های کلیدی: سیمای سرزمین، پلنگ ایرانی، کریدورحداقل هزینه، تحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی

۱- دانش آموخته‌ی کارشناسی ارشد دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران*(مسوول مکاتبات)
۲- دانشیار گروه محیط زیست دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران.
۳- استادیار گروه محیط زیست دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران.

J. Env. Sci. Tech., Vol 21, No.3, May, 2019

Modeling potential corridors for the Persian Leopard (*Pantera pardus saxicolor*) between the two habitats of Khoshyeilagh wildlife refuge and Golestan National Park based on the least-cost path analysis

Haydar Rouhi [1]*

Haydarrouhi@gmail.com

Abdolrasol Salman Mahini [2]

Hamid Reza Rezaei [3]

Admission Date: February 15, 2017 Date Received: December 22, 2014

Abstract

Background and Objective: The restoration and maintenance of landscape connectivity and integration of its elements require reliable and efficient communication models and indicators. Habitat fragmentation is a dynamic process that leads to major changes in the pattern of habitat in a landscape. It describes, generally, the fragmentation and division of vegetation cover and habitat into smaller remnants. Modeling based on the least-cost path analysis is a method used to identify the potential corridors among the isolated habitat patches.

Method: This study aims to locate suitable habitats for the Persian Leopard (*Panthera pardus saxicolor)* in Golestan National Park and Khoshyeilagh Wildlife refuge and the area between these habitats. Given the close proximity of these habitats, their connectivity for the safe movement and energy consumption minimization of the Persian Leopard has vital role in gene flow and prevention of genetic isolation of the species.

Findings: The habitat suitability for the Persian Leopard in the study area was analyzed using the ecological niche factor and biomapper software. The data layers used as effective variables in the presence of the species are: elevation, slope, vegetation index (NDVI), distance from roads, distance from villages, streams, and rivers.

Discussion and Conclusion: The possibility of corridor existence between the two habitats was studied by the least-cost path analysis. The results of probable map corridors proved that the northern parts of Khoshyeilagh wildlife refuge and the southern parts of Golestan National Park are the shortest and the safest pathways for the species movement. Conservation of these regions is of high importance, because the best route through which the leopard can move between the two habitats are located in these sections.

Keywords: Landscape, Ecological processes, Leopards, Least-cost path, Ecological niche factor analysis

1-Master of Science, Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources, University of Gorgan, Iran-*(Corresponding author)

2-Associate Professor, Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources, University of Gorgan, I. R. Iran

3-Assistant Professor Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources, University of Gorgan, Iran.

مقدمه

بلایای طبیعی (از جمله زلزله و طوفان) و فعالیت‌های انسانی (از جمله ساخت و ساز جاده، شهرنشینی و کشاورزی) از عوامل عمده از دست رفتن، تکه تکه شدن و تجزیه‌ی زیستگاه هستند (۱). تغییرات زیاد و غیر قابل برگشت بودن تکه‌تکه‌شدن زیستگاه یک تهدید بزرگ برای تنوع زیستی است (۲). ایجاد و حفاظت از گذرگاه‌های حیات وحش ممکن است به جمعیت‌ها اجازه دهد با فراهم کردن ارتباط بین لکه‌های جدا شده بر تکه-تکه‌شدگی زیستگاه غلبه کنند (۳،۴). این نوع پراکندگی گذرگاه‌های حیات وحش نقش مهمی در زیستایی جمعیت با افزایش ارتباطات زیستگاهی، حفظ اندازه موثر جمعیت، حفظ جریان ژن، تسهیل مهاجرت منظم، پراکنش و دوباره جمع شدن جمعیت‌ها بازی می‌کند (۵، ۶). شناسایی و ترسیم نقشه گذرگاه‌ها معمولا بر اساس استنتاج از الگوهای حرکت (گذرگاه-های کاربردی) یا نقشه زیستگاه (گذرگاه‌های ساختاری) است (۷). گذرگاه‌های کاربردی به طور معمول از طریق تجزیه و تحلیل ویژگی‌های رفتار مهاجرتی گونه شناسایی می‌شوند. این روش براساس نظارت بر استفاده از سیستم موقعیت‌یابی جهانی (GPS) و یا حلقه‌های رادیویی است (۸). کریدورهای ساختاری با استفاده از مدل بوم شناسی و ابزارهای تجزیه و تحلیل مکانی مانند GIS برای تئوری شبیه سازی مورد بررسی قرار می‌گیرند گذرگاه‌ها بر اساس ویژگی‌های سیمای سرزمین و اولویت های زیستگاه هستند (۹). مدل‌هایGIS پایه و روش حداقل هزینه(LCP) ابزارهای اصلی در شناسایی شبکه‌های گذرگاه‌های جمعیت‌های حیات وحش هستند (۱۰،۱۱،۱۲).

تجزیه و تحلیل(LCP[1]) براساس ارتباط بین مسیر حرکت یک حیوان و ویژگی های سیمای سرزمین از جمله پوشش زمین، تراکم جمعیت، جاده ها و شیب است. مدل‌سازی (LCP) بیش‌ترین مسیر احتمالی حرکت را با احتمال ترکیبی از سلول‌ها بررسی می‌کند که کم‌ترین مقاومت برای کوتاه‌ترین فاصله بین دو منطقه را که دارای زیستگاه مطلوب است نشان می‌دهد (۱۳).

اتصال میان زیستگاه و جمعیت‌ها یک فاکتور بسیار مهم در تعیین طیف گسترده‌ای از پدیده‌های زیست محیطی، از جمله جریان ژن، فراجمعیت‌ها، پویایی، بقای جمعیت شناختی، پراکنش بذر، گسترش بیماری های عفونی، محدوده‌ی پراکنش، پایداری جمعیت و حفظ تنوع زیستی در نظر گرفته شده است (۱۴،۱۵). کریدورها به عنوان عناصر خطی سیمای سرزمین که دو یا چند لکه از زیستگاه‌های طبیعی را به هم وصل می‌کنند و باعث تسهیل حرکت می‌شوند، تعریف شده است (۱۶).

ضرورت انجام تحقیق

نظریه‌ی زیست‌شناسی حفاظت بیان می‌کند که احداث ساختارهای اتصال‌دهنده، حیات را در بین لکه‌های زیستگاهی جداشده افزایش می‌دهد و یا دست کم سطوحی از انتشار بین لکه‌ای را حفظ می‌نماید و بنابراین، باعث حفظ جریان ژن و زیستایی جمعیت می‌گردد (۱۷). تحقیق پیش رو نیز یکی از مسایل مهم در دو زیستگاه پارک ملی گلستان و پناهگاه حیات‌وحش خوش ییلاق یعنی تکه‌تکه‌شدگی زیستگاه این گونه توسط فعالیت‌های انسانی از جمله جاده‌سازی، تغییر کاربری اراضی(تبدیل جنگل به زمین‌های کشاورزی و مرتع)، مناطق مسکونی و صنعتی را مورد بررسی قرار داده و مدل‌سازی کریدور احتمالی بین این دو زیستگاه را به عنوان راه‌کاری در جبران اثرات منفی جاده‌سازی و دیگر فعالیت‌های انسانی و تلاش در جهت حفظ کریدورهای طبیعی و اتصال مجدد این دو زیستگاه و از همه مهم‌تر حفاظت حیات وحش بررسی کرده است. گونه‌ی پلنگ ایرانی به جهت اهمیت و قرارگیری در زمره-ی حیوانات در معرض خطر انقراض(EN[2]) فهرست سرخ اتحادیه‌ی جهانی حفاظت از طبیعت و منابع طبیعی(IUCN, 2010) و همچنین به این دلیل که این گونه قابلیت جابه جایی بالایی دارد، گستره‌ی‌خانگی وسیع آن گونه و این‌گه این گونه در اکوسیستم خود گونه‌ی چتر است(۱۸)، به عنوان گونه‌ی هدف در این مطالعه انتخاب شده است.

1-least cost path

2- Endanger

معرفی منطقه مورد مطالعه

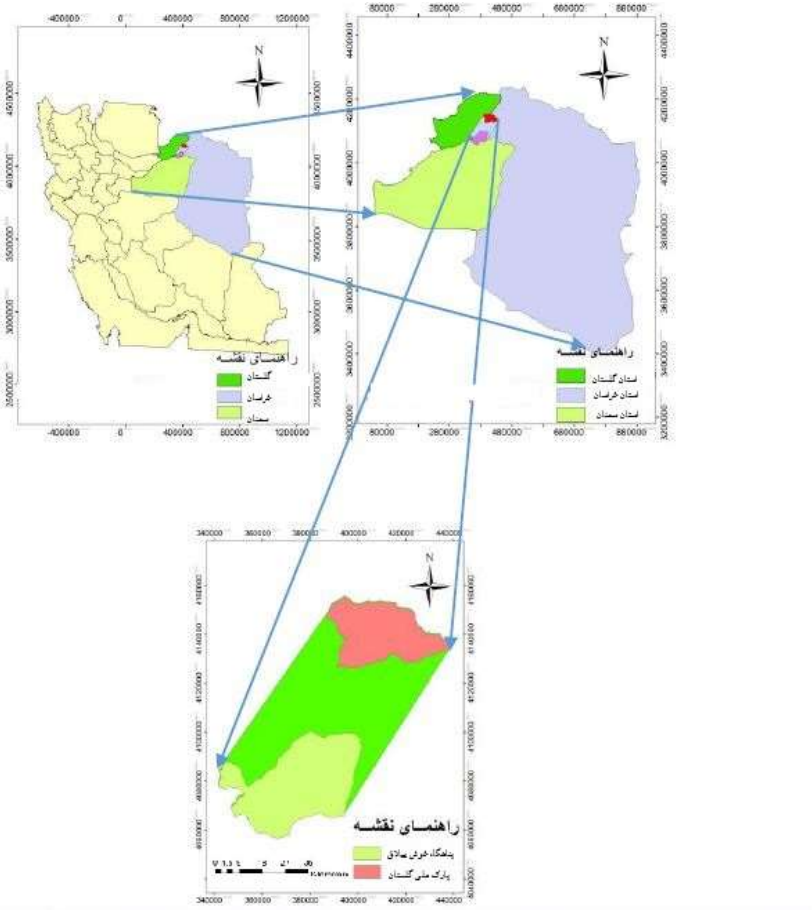
منطقه‌ی مورد مطالعه بخشی‌هایی از سه استان گلستان، خراسان شمالی و سمنان است. پارک ملی گلستان، در استان-های گلستان و خراسان شمالی قرار دارد، پناه‌گاه حیات وحش خوش‌ییلاق در استان‌های گلستان و قسمت اعظم آن در بخش-های شمالی استان‌سمنان قرار دارد. به علاوه این منطقه محدوده‌ی بین این دو زیست‌گاه نیز جزء منطقه‌ی مورد مطالعه می‌باشد. در اینجا به معرفی و شناسایی دو زیستگاه حفاظت-شده‌ی منطقه‌ی مورد مطالعه خواهیم پرداخت.

پارک ملی گلستان

این پارک با مساحتی برابر با ۹۱۸۹۵ هکتار و در موقعیت جغرافیایی بین ۳۷/۳۱ الی ۵۳/۰۴ عرض شمالی و ۵۵/۴۳ الی ۶۶/۱۷ طول‌شرقی در استان‌های گلستان، خراسان شمالی و سمنان و در منتهی‌الیه شرقی جنگل‌های خزری واقع شده و منطقه‌ای کوهستانی با دامنه ارتفاع ۴۵۰ تا ۲۴۱۱ متر از سطح دریا است. پارک ملی گلستان منطقه‌ای کوهستانی است. بخش اعظم آن را کوه‌های بلند و دره‌های عمیق تشکیل می‌دهد و ناحیه دشتی واقع در جنوب شرقی آن قسمت کوچکی را شامل می‌شود. (۲۰).

پناهگاه حیات وحش خوش‌ییلاق

پناهگاه حیات وحش خوش‌ییلاق با مساحت۱۵۰۰۵۷ هکتار در استان‌های گلستان و سمنان قرار دارد، در سال ۱۳۴۶ حفاظت شده اعلام گردید و در سال ۱۳۵۴به پناه‌گاه حیات وحش تبدیل شد. دامنه‌ی ارتفاعی ۱۰۹۷ تا ۲۸۸۲ متر، دمای متوسط ۸ تا ۱۲ درجه‌ی سانتی‌گراد و بارندگی متوسط ۲۰۰ تا ۶۰۰ میلی‌متر منطقه را دارای اقلیم‌های خشک بیابانی گرم تا نیمه مرطوب معتدل کرده است (۲۱).



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی منطقه‌ی مورد مطالعه

Figure 1. The geographical location of the study area

معرفی گونه‌ی پلنگ ایرانی (*Pantera pardus saxicolor*)

پلنگ یکی از ۳۷ گونه گربه‌سان دنیا به شمار می‌آید (که البته برخی از متخصصین اعتقاد دارندکه این خانواده۳۶ عضو دارد)(۲۲). براساس رده بندی اتحادیه‌ی جهانی حفاظت از طبیعت و منابع طبیعی پلنگ در سطح گونه در طبقه‌ی کم-ترین نگرانی(least concern) قرار گرفته است (۲۳)، در حالی که بر حسب نوع زیرگونه از رده‌بندی حفاظتی متفاوتی برخوردار است. زیرگونه‌ی(*saxicolor*) که به نام پلنگ ایرانی مشهور است و از هندوستان به غرب آسیا (به استثنای شبه جزیره‌ی عربستان) تمامی پلنگ‌ها را شامل می‌شود، در سال ۲۰۰۸ میلادی و در زمره‌ی گونه‌های در خطر انقراض (Endangered) لیست قرمز قرار گرفته است (۱۸).

روش پژوهش

در این پژوهش، مدل‌سازی ارزیابی مطلوبیت زیستگاه برای تعیین زیستگاه‌های بالقوه و بالفعل پلنگ در دو زیستگاه و محدوده‌ی بین دوزیستگاه با روش تجزیه وتحلیل آشیان بوم-شناختی بررسی و سپس در ادامه با استفاده از روش LCC اقدام به مشخص کردن شبکه‌ی انتشار بالقوه و کریدور احتمالی بین دو زیستگاه حفاظت شده است. این رویکرد شامل تعیین زیستگاه‌های مطلوب برای گونه‌ی پلنگ ایرانی در منطقه‌ی مورد مطالعه و ارزیابی یک مدل مطلوبیت زیستگاه و استفاده از نتایج مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه برای ایجاد سطوح مقاومت پراکنش پلنگ ایرانی است. این مراحل یک چهارچوب مفهومی برای شبیه‌سازی انتشار کریدور پلنگ است.

تهیه مطلوبیت زیستگاه پلنگ ایرانی در منطقه‌ی مورد مطالعه با استفاده از روش تجزیه و تحلیل آشیان بوم-شناختی

رم‌افزار بایومپر[1] در سال ۲۰۰۰ توسط الکساندر هیرزل طراحی گردید. این نرم‌افزار مجموعه‌ای از سامانه اطلاعات جغرافیایی و برنامه‌های آماری است که برای تولید نقشه تناسب زیستگاه تهیه گردیده است. محاسبه‌ی نقشه مطلوبیت زیستگاه تنها بر اساس داده‌های حضور گونه‌ی هدف امکان‌پذیر است و بنابراین، باعث می‌گردد تا در زمان و هزینه تهیه اطلاعات مورد نیاز صرفه‌جویی گردد (۲۴). تحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی قسمت مرکزی نرم‌افزار بایومپر را تشکیل می‌دهد. این روش همانند تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی متغیرهای محیط زیستی را در تعداد کم‌تری از متغیرهای غیر هم‌بسته به نام عامل خلاصه می‌کند با این تفاوت که عامل‌ها از نظر بوم-شناختی معنی‌دار هستند و می‌توانند به عنوان متغیرهای جدید در مدل تناسب زیستگاه به کار روند (۲۵، ۲۴، ۲۶، ۲۷، ۲۸). اساساً بایومپر به دو دسته اطلاعات به منظور محاسبه نقشه تناسب زیستگاه نیاز دارد: ۱- نقشه رستری نقاط حضور گونه هدف به عنوان متغیر وابسته۲- نقشه‌های رستری متغیرهای جغرافیای زیستی[2] که بر حضور گونه تأثیر دارند، به عنوان متغیرهای مستقل. آماده‌سازی نقشه‌های ورودی نرم‌افزار بایومپر می‌تواند در انواع محیط‌های GIS صورت گیرد. نقشه متغیر وابسته یا نقاط حضور گونه یک نقشه رستری نقطه‌ای است که باید به شکل بولین (صفر و یک) تهیه گردد. عدد یک در واقع همان نقاط و مناطقی است که در کار صحرایی ثبت گردیده است و نشان دهنده محل‌هایی است که گونه در آن حضور دارد (۲۴).

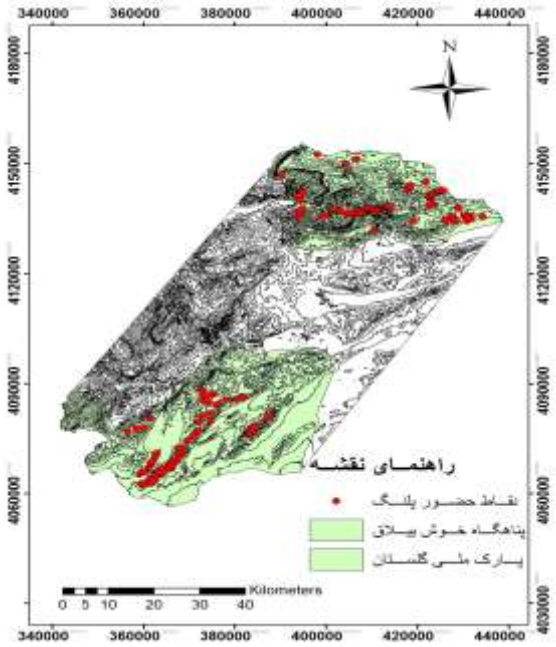
Work map

این نقشه شامل نقشه مناطق حضور گونه مورد مطالعه در سطح منطقه است، نقاط با استفاده از مشاهدات میدانی ،آثار ردپا و سرگین شناسایی شد و سپس با استفاده از دستگاه GPS ثبت گردید. یک نقشه، یک نقشه‌ی رستری نقطه‌ای (نقاط حضورگونه) و یا پلی‌گونی (محدوده گستره خانگی گونه) است. حداقل تعداد نقاط حضور گونه برای این نرم افزار به عوامل متعددی نظیر تغییر پذیری ناحیه مورد مطالعه، میزان تخصصی بودن گونه و میزان دقت مطالعه بستگی دارد (۲۹). هیرزل معتقد است که با حدود ۲۰ الی ۳۰ نقطه نتایجی بسیار مشابه با نتیجه استفاده از صدها نقطه به دست می‌آید. برای این کار، نقشه حضور پلنگ ایرانی در پارک ملی گلستان و پناهگاه

1- Biomapper

2- Eco geographical Variables (EGV)

حیات‌وحش خوش‌ییلاق به شکل نقطه‌ای و در شکل وکتوری تهیه شد. این نقشه ابتدا به فرمت رستری و سپس به نقشه بولی تبدیل گردید تا قابل ورود به تحلیل ENFA باشد (شکل۲).



شکل ۲- نقاط ثبت حضور پلنگ در پارک ملی گلستان و پناهگاه حیات‌وحش خوش‌ییلاق

Figure 2. The presence points of the Persian leopard in Golestan National Park and Khoshyeilagh wildlife refuges

Eco geographic maps

شامل اطلاعات متغیرهای مستقل زیست‌گاهی است که حضور و یا عدم حضور گونه به آن‌ها بستگی دارد. نحوه آماده‌سازی نقشه متغیرهای مستقل جغرافیای زیستی برای این گونه به ترتیب به قرار زیر است: ۱- تهیه فهرستی از متغیرهای جغرافیای زیستی مؤثر در حضور گونه‌ی هدف۲- رستری کردن نقشه‌ها در نرم-افزار ایدریسی[1] و توجه به یکسان بودن قالب همه نقشه‌ها. متغیرهای زیست‌گاهی مورد استفاده در این مطالعه با توجه به اطلاعات حاصل از مشاهدات میدانی و اطلاعات سنجش از دور به دست آمد، این اطلاعات شامل خصوصیات زیست‌شناسی پلنگ و وابستگی‌های زیست‌گاهی احتمالی این گونه است که عبارتند از: ۱-مدل رقومی ارتفاع با ریزولیشن ۲۲متر، ۲- نقشه پراکنش روستاها، ۳- نقشه‌ی منابع آبی و چشمه‌ها، ۴- نقشه‌ی جاده‌های داخل منطقه، ۵- پوشش گیاهی منطقه(NDVI[2])، ۶- شیب.

مراحل کلی کار با نرم‌افزار بایومپر

۱- فراخوانی نقشه‌های جغرافیای زیستی و نقشه حضور گونه۲- کمی کردن لایه‌ها: همان‌طور که ذکر شد، برای این‌که نقشه‌ها از نظر زیستی معنی‌دار باشند باید آن‌ها را کمی نمود. برای این منظور دو روش تحلیل دایره‌ای و مستقیم وجود دارد. ۳- به دلیل این‌که نقشه‌های جغرافیای زیستی و نیز نقشه حضور گونه باید توزیع نرمال داشته باشند بنابراین، باید وضعیت آن‌ها را بررسی کرد و سپس برای اطمینان کامل از نرمال بودن داده‌ها آزمون Kolmogorov-Smirnov را انجام داد. اگر داده‌ها نرمال نباشند نرمال‌سازی به روش باکس-کاکس[3] که در بایومپر قابل اجراست، توصیه می‌گردد. ۴- ماسک کردن مجموع نقشه متغیرهای مستقل و وابسته جهت اطمینان از این‌که آن‌ها ناحیه یکسانی را پوشش می‌دهند. ۵- مقایسه یکنواختی و قابلیت استفاده نقشه‌ها از مسیر Verify امکان‌پذیر است. در این عملیات همسانی مقادیر سلول‌های زمینه و غیره بررسی می-

1- Idrisi
2-Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)
3- Box-Cox

گردد. لایه‌های ناهمسان در این مرحله مشخص می‌شوند. ۶- بررسی همبستگی بین نقشه‌های جغرافیای زیستی از طریق Correlation matrix. در این مرحله باید لایه‌های همبسته (در این مطالعه همبستگی بالای ۰/۸۵) (۲۹)، را حذف نمود. به دلیل این‌که این تحلیل به متغیرهایی نیاز دارد که مستقل و بدون همبستگی باشند، در تجزیه و تحلیل عاملی آشیان بوم-شناختی اگر دو متغیر هم‌بستگی داشته باشند هر دو با یک ضریب در مدل ظاهر خواهند شد. ۷- اجرای تحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی ۸- محاسبه عوامل مورد نیاز جهت تهیه نقشه تناسب زیست‌گاه ۹- محاسبه نقشه تناسب زیست‌گاه تحلیل ENFA بر اساس لایه‌های اطلاعاتی رستری در این نرم افزار به اجرا در می‌آید. از این رو، اولین گام، ورود داده‌ها به نرم افزار است. نقشه‌ها به دو طبقه شامل، نقشه حضور گونه و نقشه‌های متغیرهای مستقل محیطی دسته‌بندی می‌شود. برای این مرحله، ماتریس هم‌بستگی[1] نقشه‌های EGV محاسبه شد. میزان هم‌بستگی بین متغیرها کم‌تر از میزان بحرانی برای حذف یکی از متغیرها بود. لذا تمامی متغیرهای باقی‌مانده برای تحلیل ENFAمورد استفاده قرار گرفتند.

1- Correlation matrix

جدول ۱- بررسی میزان هم‌بستگی لایه‌های مستقل محیطی

Table 1. Correlation between layers of independent environmental

متغیرهای مستقل	ارتفاع	NDVI	منابع آب	جاده	شیب	روستا
ارتفاع	۱	-۰/۱۸۹	۰/۳۶۷	۰/۳۱	۰/۰۹۳	۰/۱۹۲
NDVI	-۰/۱۸۹	۱	۰/۰۴۳	۰/۲۸۲	۰/۴۲۹	۰/۳۵۲
منابع آب	۰/۳۶۷	-۰/۰۴۳	۱	۰/۰۵۲	۰/۰۴	۰/۱۶۲
جاده	۰/۳۱	-۰/۲۸۲	۰/۰۵۲	۱	-۰/۱۲۱	۰/۳۶۹
شیب	۰/۰۹۳	۰/۴۲۹	۰/۰۴	-۰/۱۲۱	۱	-۰/۲۵۵
روستا	۰/۱۹۲	-۰/۳۵۲	۰/۱۶۲	۰/۳۶۹	-۰/۲۵۵	۱

تحلیل عاملی آشیان بوم شناختی (ENFA)

تحلیل ENFA هسته مرکزی نرم افزار را تشکیل می‌دهد. تحلیل انجام شده در ENFA مشابه تجزیه به مولفه‌های‌اصلی[1] به محاسبه عامل‌هایی می‌پردازد که توضیح دهنده بخش عمده‌ای از تاثیر متغیرهای مستقل محیط زیست گونه‌ها است. مشابه تجزیه تحلیل مولفه‌های اصلی، عامل‌های محاسبه شده با یک‌دیگر هم‌بستگی ندارند ولی از نظر اکولوژیکی معنی‌دار هستند. اولین فاکتور تولید شده معرف ویژگی حاشیه گرایی[2] گونه مورد مطالعه است و نشان می‌دهد که حد بهینه گونه مورد مطالعه تا چه حد در فاصله از حد میانگین زیست‌گاه مورد مطالعه قرار دارد.

عامل‌های بعدی نیز شامل عامل‌های بردباری یا به عبارتی تخصصی بودن[3] گونه هستند که به ترتیب از دومین عامل تا آخرین آن (تعداد کل عامل‌ها حداکثر برابر با تعداد کل متغیرهای زیست محیطی وارد شده به تحلیل خواهد بود) با کاهش تدریجی اطلاعات موجود در عامل‌ها روبرو هستیم. این عامل‌ها میزان تخصص گونه مورد مطالعه در ارتباط با منابع موجود در گستره زیست‌گاه قابل دسترس گونه را نشان می‌دهند. برای اجرای تحلیل ENFA در گام اول ماتریس کوواریانس از EGV محاسبه و ذخیره گردید (جدول۲). این ماتریس برای سایر تحلیل های ENFA بکار می‌رود.

1- Principal Component Analysis
2- Marginality
3- Specialization

جدول ۲- Score matrix متغیرهای مستقل محیطی

Table2.Score matrix of independent variables

متغیرهای مستقل	ارتفاع	NDVI	منابع آب	جاده	شیب	روستا
ارتفاع	۰/۵۲۱	۰/۶۴۶	۰/۰۵۶	۰/۳۸۷	-۰/۱۲۳	۰/۳۸
NDVI	-۰/۷۱	۰/۳۴۵	۰/۱۴۴	-۰/۳۷۳	۰/۳۱۱	۰/۳۴۸
منابع اب	۰/۳۳۳	۰/۶۴	-۰/۵۸۵	-۰/۱۸۴	۰/۲۲۱	-۰/۲۲۳
جاده	۰/۶۵۹	۰/۰۸۴	۰/۶۰۳	۰/۰۱۳	۰/۴۰۵	-۰/۱۷۵
شیب	-۰/۴۷۵	۰/۶۴۵	۰/۳۷۷	-۰/۰۷۱	-۰/۳۵	-۰/۲۹۷
روستا	۰/۷۲	-۰/۷۳	۰/۰۶۹	-۰/۵۹۷	-۰/۳۰۸	۰/۱۴

جدول ۳- جدول امتیازها و همبستگی بین عوامل آشیان بوم‌شناختی و متغیرهای مستقل محیطی

Table 3. Score table and correlation between ecological niche factor and independent variables

متغیرهای مستقل زیست محیطی	عامل اول (۲۹٪)	عامل دوم (۳۱٪)	عامل سوم (۱۶٪)	عامل چهارم (۱۱٪)	عامل پنجم (۹٪)	عامل ششم (۴٪)
ارتفاع	+++	*****	****	**	*****	*****
NDVI	+	******	*****	.	****	******
منابع آبی	-----	.	*****	*****	.	***
جاده	+++	*	*****	*******	*	*****
شیب	+	****	*	**	********	***
روستا	+++++++	*****	**	*****	*	**

ستون اول بیان‌کننده ۱۰۰٪ از حاشیه‌گرایی است. اعداد داخل پرانتز درصد تخصص‌گرایی عامل‌ها را نشان می‌دهند. علایم (+) برای عامل حاشیه‌گرایی بیان می‌کند که پلنگ در زیستگاه-هایی با مقادیر بالاتری از میانگین شرایط زیستگاهی حضور دارد و علایم (-) برعکس این حالت هستند. تعداد علایم نشان-دهنده میزان هم‌بستگی است. در مورد تخصص‌گرایی علامت (*) بیان‌کننده حضور پلنگ در دامنه باریکی از شرایط موجود است. تعداد این علایم نشانه محدودیت دامنه حضور است. اعداد صفر تخصص‌گرایی و نیز هم‌بستگی بسیار پایینی را نشان می-دهد.

جدول۴- ارزش و میزان تخصص‌گرایی توضیح داده شده توسط متغیرهای مستقل محیط زیستی

Table 4. Value and specialization explained by independent variables

متغیرها	ارزش	میزان تخصص گرایی
ارتفاع	۳/۲۲۵	۰/۲۹۱
NDVI	۳/۴۷	۰/۳۱۳
منابع آبی	۱/۷۴۵	۰/۱۵۷
جاده	۱/۲۲۸	۰/۱۱۱
شیب	۱/۰۰۱	۰/۰۹
روستا	۰/۴۲۵	۰/۰۳۸

مقدار ویژه بیان می‌کند چه مقدار از تغییرات (واریانس) توسط متغیرها توضیح داده می‌شود و در واقع گویای میزانی از تخصص‌گرایی است. مقادیر بالای آن بیش‌ترین اطلاعاتی را که هر متغیر منتقل می‌کند نشان می‌دهد. مقادیر ویژه باید بزرگ‌تر یا مساوی صفر باشند. اگر گونه مورد بررسی توزیع تصادفی در زیستگاه داشته باشد مقادیر ویژه نزدیک به یک، حاشیه‌گرایی حدود صفر و تحمل‌پذیری نیز تقریباً یک خواهد بود. اگر بین دو

متغیر هم‌بستگی وجود داشته باشد مقادیر ویژه بسیار بزرگ یا منفی خواهد بود.

میزان تحمل‌گرایی:۰/۷۳۵

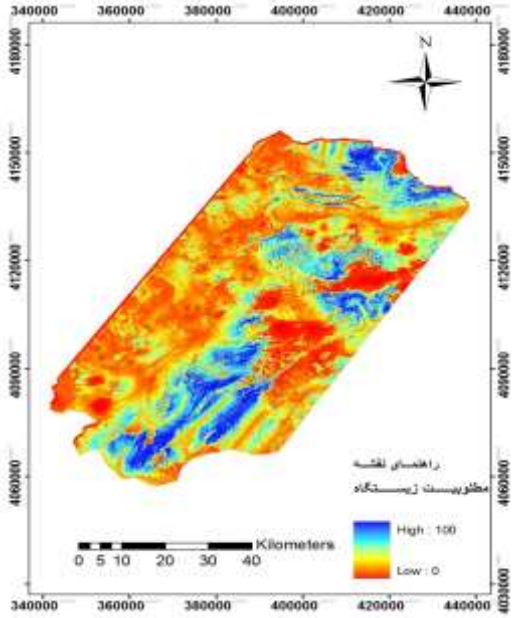
میزان تخصص گرایی:۱/۳۶

میزان حاشیه‌گرایی:۰/۴۰۱

مقدار حاشیه‌گرایی اغلب بین صفر و یک قرار دارد (۲۴). مقادیر نزدیک به صفر بیان می‌کند که گونه تمایل دارد در شرایط میانگین ناحیه مطالعاتی زندگی کند و هیچ تفاوتی بین میانگین زیست‌گاه موجود و زیست‌گاه گونه وجود ندارد. مقادیر نزدیک به یک نشان می‌دهد که گونه در یک زیست‌گاه بسیار ویژه زندگی می‌کند. در واقع حاشیه‌گرایی نشان‌دهنده موقعیت آشیان بوم‌شناختی در فضای محیط زیستی است (۲۵،۲۴). دومین عامل آشیان بوم‌شناختی تخصص‌گرایی[1]است که نشان-دهنده وسعت آشیان بوم‌شناختی است. تخصص‌گرایی نسبت تغییرپذیری یا انحراف معیار توزیع کلی به تغییرپذیری یا انحراف توزیع گونه است . به بیان دیگر این عامل معیاری است از دامنه شرایط محیط زیستی که گونه تحمل می‌کند. در این مورد مقادیر نزدیک به صفر نشان‌دهنده این است که گونه هدف در محدوده وسیعی از شرایط محیط زیستی قادر به زندگی است. مقادیر بالای این عامل نشان می‌دهد که گونه بسیار تخصصی است و در محدوده باریکی از شرایط محیط زیستی زندگی می‌کند و بنابراین، از آشیان بوم‌شناختی کوچکی برخوردار است (۲۵،۳۰، ۲۴، ۲۸).

تفسیر عامل تخصص‌گرایی به دلیل متغیر بودن آن از صفر تا بی‌نهایت مشکل است. بنابراین، از عامل تحمل‌پذیری برای درک بهتر تخصص‌گرایی استفاده می‌شود. عامل تحمل‌پذیری عکس تخصص‌گرایی است و مقادیر نزدیک به صفر آن نشان‌دهنده تحمل‌پذیری پایین گونه و تخصصی بودن آن است و برعکس مقادیر بالا ضمن بیان تحمل زیاد گونه حاکی از آن است که گونه به شرایط بسیار ویژه و خاص در زیست‌گاه برای زندگی نیاز ندارد. مقادیر تحمل‌پذیری بین صفر تا یک متغیر است (۲۴، ۲۵).

1- Specialization Factor



شکل ۳- مطلوبیت زیست‌گاه در منطقه‌ی مورد مطالعه

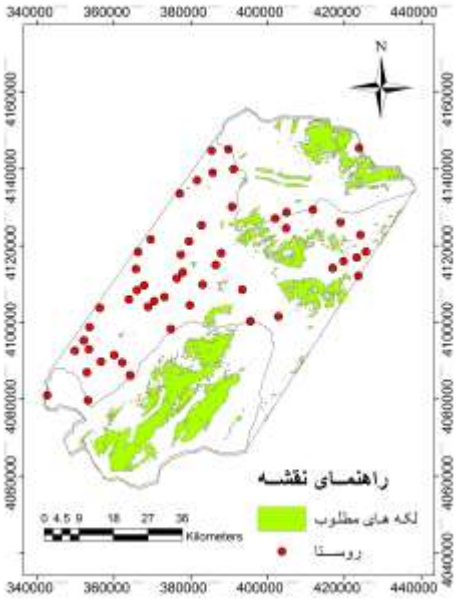
Figure 3. Habitat suitability in the study area

تجزیه و تحلیل کم‌هزینه‌ترین کریدور

اتصال مجدد زیست‌گاه‌های جداشده اهمیت بسیاری در جلوگیری از کاهش تنوع زیستی و انقراض گونه‌ها دارد (۳۱). نتایج مطالعات انجام شده نشان می‌دهد که حیوانات تمایل دارند از مسیرهای کوتاه و با صرف حداقل انرژی عبور کنند. بنابراین شناسایی چنین مسیرهایی در سیمای سرزمین‌های جداشده جهت حفاظت از حیات وحش ضروری است. در سامانه‌ی اطلاعات جغرافیایی(GIS) می‌توان به تجزیه وتحلیل کم‌هزینه‌ترین مسیر که عموماً کوتاه‌ترین مسیر بین سلول مبدا و یک یا چند سلول مقصد است، پرداخت (۳۲). حیوانات مسیر-های طولانی‌تر و کم‌هزینه‌تری را جهت دست‌یابی به زیست‌گاه مطلوب طی می‌کنند، بدین ترتیب خود را از خطرات احتمالی موجود نجات می‌دهند، اگرچه انرژی بیش‌تری را صرف خواهند کرد (۳۳). مطالعات لاروئه نیلسن، (۲۰۰۸) نشان داد براساس ویژگی‌های سیمای سرزمین کم‌هزینه‌ترین مسیرها بیش‌ترین نفوذپذیری را در برابر حرکت حیات‌وحش دارند. دریزن و همکاران، (۲۰۰۷) نیز تاکید نمودند که گونه‌ها در انتخاب مسیرها تصادفی عمل نمی‌کنند و از مسیرهایی حرکت می-نمایند که به طور معنی‌داری هزینه‌ی کم‌تری نسبت به میانگین سیمای سرزمین داراست. مدل‌سازی کم‌هزینه‌ترین مسیر در

مورد گونه‌های کانونی از جمله روش‌هایی است که کاربرد وسیعی در طراحی کریدورها به منظور ایجاد ارتباط مجدد لکه-های زیستگاهی جدا شده دارد (۳۴). شناخت فاصله‌ی هزینه مبنا و کریدورهای سیمای سرزمین، ابزارهای حفاظتی ارزش-مندی برای حفظ اتصال سیمای سرزمین به خصوص در گونه-های با تراکم پایین است. در این جا ابتدا با کمک لایه‌ی مطلوبیت زیستگاه در دو منطقه‌ی حفاظت شده، لکه‌های مناسب که مطلوبیت بالایی برای پلنگ در دو منطقه دارند شناسایی شد و تحلیل کم‌ترین هزینه برای گونه‌ی مورد نظر اجرا گردید.

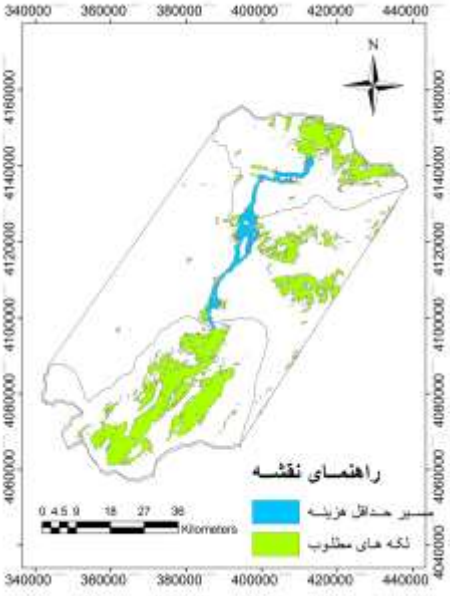
برای به دست آوردن لکه‌های مطلوب در منطقه‌ی مورد مطالعه ابتدا با توجه به نقشه‌ی مطلوبیت زیستگاه اقدام به تعیین لکه-های بالفعل با توجه به نقاط حضور و نقاط بالقوه اقدام شد و این لکه‌های مطلوب از تحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی استخراج شد. سپس با توجه به این‌که پلنگ گستره‌ی خانگی بالایی دارد، جاهایی از زیستگاه که مطلوبیت آن‌ها برای گونه‌ی مورد نظر مناسب و نیز دارای مساحت کافی برای برآورده کردن نیازهای اکولوژیکی پلنگ ایرانی هستند، جدا شد. در شکل زیر(شکل ۵) لکه‌های دارای مطلوبیت بالا نشان داده شده است. در این شکل نقاط قرمز رنگ روستاهای داخل منطقه را نشان می‌دهد که مهم‌ترین عامل در تعیین مسیر جانور برای جابه جایی بین دو زیستگاه است.



شکل۴- لکه‌هایی از زیستگاه که مطلوبیت زیستگاهی بالایی برای پلنگ دارند

Figure 4. The patches of habitat that suitability for leopard is high

سپس برای تعیین و مدل‌سازی بهترین کریدور امن برای جابه-جایی پلنگ، روش کریدور حداقل هزینه در نرم‌افزار ARC GIS اجرا گردید. تحلیل Corridor design مناسب‌ترین مسیر را برای مسیریابی گونه‌ی مورد مطالعه بین دو زیستگاه پیشنهاد می‌کند که در شکل زیر بهترین و مناسب‌ترین مسیر با توجه به موقعیت روستاهای داخل منطقه و این‌که کم‌ترین مسافت بین دو زیستگاه در حین جابه جایی بین دو زیستگاه برای گونه در نظر گرفته شود، مدل‌سازی شده است. لازم به ذکر است گونه در حین عبور از مسیر پیشنهادی و احتمالی برای جابه جایی از لکه‌هایی از زیستگاه عبور می‌کند که به عنوان لکه‌های مطلوب انتخاب شده‌اند، حفاظت و مدیریت این لکه‌های مطلوب برای گونه‌ی مورد بررسی در جهت حفظ جریان ژنی و جلوگیری از انزوای ژنتیکی کمک شایانی به مدیریت هر چه بهتر این گونه‌ی در معرض خطر انقراض می-کند.



شکل ۵- کریدور بین دو زیستگاه با روش حداقل هزینه

Figure 5. The corridor between the two habitats with the least cost method

بحث و نتیجه گیری

حفظ و بازگرداندن ارتباط در بخش‌های مختلف سیمای سرزمین نیازمند مدل‌های ارتباطی و شاخص‌هایی است که قابل اعتماد و کارآمد باشند. در این مطالعه از این رویکرد مدل‌سازی جهت بررسی ارتباطات زیستگاهی و شناسایی کریدورهای مهاجرتی برای گونه‌ی آسیب‌پذیر پلنگ ایرانی میان پناهگاه حیات وحش خوش‌ییلاق و پارک ملی گلستان در سه استان گلستان، سمنان و خراسان شمالی استفاده شد.

شناسایی نواحی ارتباطی مهم برای پلنگ در منطقه از نتایج مهم حاصل از تحلیل کریدور حداقل هزینه بود. حفاظت از این نواحی مهم در بخش جنوبی و غربی پارک ملی گلستان و بخش‌های شمال پناهگاه حیات‌وحش خوش‌ییلاق منطقه از اهمیت بسزایی برخوردار است. زیرا بهترین مسیرهایی که پلنگ می‌تواند از طریق آن بین دو زیستگاه و منطقه جابه‌جا شود در این بخش قرارگرفته است. از طرفی وجود کاربری‌های انسانی و نواحی روستایی در این بخش تهدید مهمی بوده که می‌تواند سبب کاهش وسعت یا نابودی این نواحی ارتباطی شود. لذا حفاظت از این نواحی باید در اولویت باشند. برای مثال می‌توان حداقل جهت کاهش اثر حاشیه، ناحیه‌ای را به عنوان بافر در اطراف این نواحی تعیین نمود. مطالعاتی که طی دهه‌های اخیر روی اکوسیستم‌های طبیعی صورت گرفته، جاده‌سازی را به عنوان عاملی موثر در تشدید عوامل تهدیدکننده حیات وحش، قطعه‌قطعه‌شدن و نابودی زیستگاه‌ها معرفی نموده است. جاده‌ها و به ویژه بزرگ‌راه‌ها می‌توانند اثرات منفی قابل‌توجهی بر حرکت حیات وحش و بقای آن‌ها به خصوص در گونه‌هایی با گستره‌ی خانگی وسیع مانند گوشت‌خواران داشته باشند (۳۵). بعضی از این اثرات منفی را می‌توان تا حدودی با انجام اقداماتی از قبیل کاهش عرض جاده، کاهش سرعت وسایل نقلیه، کاهش حجم ترافیک ونیز احداث روگذر و زیرگذر جبران کرد و بدین ترتیب یک‌پارچگی سیمای سرزمین و هم‌چنین تنوع زیستی را تا حدودی به محیط برگرداند. براساس نظریه‌ی زیست‌شناسی حفاظت احداث ساختارهای اتصال‌دهنده، حیات را در بین لکه‌های زیستگاهی جدا شده افزایش داده و یا دست کم سطوحی از انتشار بین‌لکه‌ای را حفظ می‌نماید و بنابراین باعث حفظ جریان ژن و زیستایی جمعیت می‌گردد (۳۶). به همین دلیل توصیه شده است که در حین عملیات جاده‌سازی ساختارهای عبوری حیات‌وحش نیز در نظر گرفته شوند (۳۶). ساندرسون و همکاران، (۲۰۰۶) معتقدند که گذرگاه‌های جاده‌ای حتی اگر اساساً با هدف استفاده‌ی حیات‌وحش طراحی نشده باشد، نیز

می‌تواند نقش مهمی در استراتژی حفاظت منطقه داشته باشند. ذکر این نکته ضروری است که، تنها با انجام این پژوهش نمی-توان با قاطعیت بیان کرد که گونه‌ی مورد مطالعه به طور یقین از کریدورهای پیشنهاد شده عبور می‌کند. استفاده از گردنبند-های رادیویی، دوربین‌های تله‌ای، تحلیل‌های ژنتیکی و سایر روش‌های پیشرفته می‌تواند اطمینان ما را در مورد استفاده‌ی پلنگ و سایر گونه‌های جانوری از گذرگاه‌های پیشنهاد شده افزایش دهد.

Reference

1. Van Calster, H., Vandenberghe, R., Ruysen, M., Verheyen, K., Hermy, M., Decocq, G., 2008. Unexpectedly high 20th century floristic losses in a rural landscape in northern France. J. Ecol. 96, 927–936.
2. Collinge, S.K., 2000. Effects of grassland fragmentation on insect species loss, colonization, and movement patterns. Ecology 81, 2211–2226.
3. Davies, Z.G., Pullin, A.S., 2007. Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. Landscape Ecol. 22, 333–351.
4. Hepcan, S., Hepcan, C.C., Bouwma, I.M., Jongman, R.H.G., Ozkan, M.B., 2009. Ecological networks as a new approach for nature conservation in Turkey: a case study of Izmir Province. Landscape Urban Plan. 90, 143–154.
5. Haas, C., 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. Conserv. Biol. 9, 845–854.
6. Jepsen, J.U., Baveco, J.M., Topping, C.J., Verboom, J., Vos, C.C., 2005. Evaluating the effect of corridors and landscape heterogeneity on dispersal probability: a comparison of three spatially explicit modelling approaches. Ecol. Model. 181, 445–459
7. Vogt, P., Riitters, K.H., Iwanowski, M., Estreguil, C., Kozak, J., Soille, P., 2007. Mapping landscape corridors. Ecol. Indic. 7, 481–488.
8. Graves, T.A., Farley, S., Goldstein, M.I., Servheen, C., 2007. Identification of functional corridors with movement characteristics of brown bears on the Kenai Peninsula, Alaska. Landscape Ecol. 22, 765–772.
9. Hargrove, W.W., Hoffman, F.M., Efroymson, R.A., 2004. A practical map-analysis tool for detecting potential dispersal corridors. Landscape Ecol. 20, 361–373.
10. Cushman, S.A., 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians, a review and prospectus. Biol. Conserv. 128, 231–240.
11. Pinto, N., Keitt, T.H., 2009. Beyond the least-cost path, evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. Landscape Ecol. 24, 253–266.
12. Larue M.A. and Nielsen C.K. 2008. Modelling potential dispersal corridors for cougars in midwestern North America using least-cost path methods. Ecological Modelling 212: 372-381.
13. Larkin, J.L., Maehr, D.S., Hoctor, T.S., Orlando, M.A., Whitney, K., 2004. Landscape linkages and conservation planning for the black bear in west-central Florida. Anim. Cons. 7, 23–34.
14. Crooks, K. R. and M. Sanjayan. 2006. Connectivity Conservation. Cambridge University Press, Cambridge, UK.,732 pp.

15. Damschen EI, Haddad NM, Orrock JL, Tewksbury JJ, Levey DJ: Corridors increase plant species richness at large scales. Science 2006; 313:1284-1286.
16. Soulé, M. E., and M. E. Gilpin. 1991. The theory of wildlife corridor capability. In Nature Species survival in fragmented landscapes: Where are we now? Biodiversity and Conservation Walker, R., and L. Craighead. 1997. Analyzing wildlife movement corridors in Montana
17. Corlatti L, Hacklander K, Frey-Rous F: Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. Conservation Biology 2009; In press.
18. Ghoddousi, A., Khleghi Hamidi, A.m., Ghadirian, T., Ashayeri, D., Hamzepour, M., Moshiri, H., and Julay, L.I. 2008 Territorial marking by Persian leopard (Pantera pardus saxicolor Pocock, 1927) in Bamu national park. Short communication. Zoology in meddle East. 44:101-103
19. Majnanian. Eh, honey B, kiibi B, Farhange Dare Shori. B and Gaststats. H, 1999, Golestan National Park (Biosphere Reserve), Environmental Protection Agency, Tehran, 129 p. (In Persian).
20. Mirkarimi, H. 2007. Landscape ecological planning for protected areas. Using spatial and temporal metrics. PhD tgesis. RMIT University of Melbourne Victoria.
21. Darvish Sefat, A. 2006. Atlas of protected areas of Iran. Department of the Environment, Iran. 157p.
22. Ziaei E, 2008, Iranian Mammalian Fields Guidance, Familiarity with Wildlife, 350 p. (In Persian).
23. Huntera, L., G. Balme, C. Walker, K. Pretorius, And K. Rosenberg. 2003. The landscape ecology of leopards (Panthera pardus) in northern KwaZula-natal, south Africa: A preliminary project report. Ecological journal.
24. Hirzel, A. H., Hausser, J., and perrin, N. 2007. Biomapper 4.0, Laboratory for Conservation Biology, Department of Ecology and Evolution, University of Lausanne, Switzerland. URL, Viewed 10 November 2010. <http://www2.unil.ch/biomapper>.
25. Mertzanis, G.; Korakis, G.; Kallimanis, A.; Sgardelis, St. & Aravidis, I. 2006. Bear habitat suitability in relation to habitat types of European interest in NE pindos mountain range, Greece. Pp: 321-326
26. Srisang, W., Jaroensutasinee, k., and Jaroensutasinee, M. 2007. Assessing habitat suitability models with a virtual species aat Khao Nan national park, Thailand. Proceeding of world academy of science. engineering and technology. 21: 1307-6884.
27. Galparsoro, I.; Borja, A.; Bald, J.; Liria, P. & Chust, G. 2009. Predicting sustainable habitat for the european lobster (Homarus gammarus), on the basque continental shelf (Bay of Biscay), using ecological-niche factor analysis. Ecological Modeling. 220: 550-567.
28. Wang, X., Weihua, X., and Ouyang, Zh. 2009. Integrating population size analysis into habitat suitability assessment: implications for giant panda conservation in the Minshah mountain, China. The Ecological Society of Japan.

29. Hirzel, A. H. 2001. When GIS come to life. Linking landscape- and population ecology for large population man agement modelling: the case of Ibex (Capra ibex) in Switzerland. PhD Thesis. Faculté des Sciences de L' Université de Lausanne. 114 p.
30. Zaniewski, A. E., Lehmann, A., and Overton, J. 2002. Predicting species spatial distributions Using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. Ecological Modelling. 57: 261-280
31. Driezen, K.; Adriansen, F.; Rondinini, C.; Doncaster, C.; P.; and Matthysen, E. 2007. Evaluation least cost model prediction with empirical dispersal data: A case- study using radiotracking data of hedgehogs (Erinaceus europaeus). Ecological modelling. pp:314-322
32. Singleton, P.H., Gaines, W., and J.F. Lehmkuhl. 2001. Using weighted distance and least-cost corridor analysis to evaluate regional-scale large carnivore habitat connectivity in Washington. The Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation, Keystone CO. September 24-27.
33. Beier P, Majka D, Jenness J: Conceptual steps for designing wildlife corridors. 1-86. 2009. Northern
34. Brost, B. 2010. Use of land facets to design linkages for climate change. Thesis, School of Forestry, Northern Arizona University.
35. Sanderson, J., da Fonesca, G.A.B., Galindo-Leal, C., Alger, K., Inchausty, V.H., Morrison, K., Rylands, A., 2006. Escaping the minimalist trap: design and implementation of large-scale biodiversity corridors. In: Crooks, K.R., Sanjayan, M. (Eds.), Connectivity Conservation. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 620–648.
36. Sanderson, J., da Fonesca, G.A.B., Galindo-Leal, C., Alger, K., Inchausty, V.H., Morrison, K., Rylands, A., 2006. Escaping the minimalist trap: design and implementation of large-scale biodiversity corridors. In: Crooks, K.R., Sanjayan, M. (Eds.), Connectivity Conservation. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 620–648.