بررسی ارزش حفاظتی منطقه دامگاهان به‌عنوان کریدور زیستگاهی کل و بز (*Capra aegagrus*) بین منطقه حفاظت‌شده کالمند- بهادران و منطقه شکار ممنوع شیرکوه

- **ریحانه میرانزاده:** گروه محیط زیست، دانشگاه یزد، یزد، ایران، صندوق‌پستی: ٧٤١- ٨٩١٩٥
- **جلیل سرهنگ‌زاده*:** گروه محیط زیست، دانشگاه یزد، یزد، ایران، صندوق‌پستی: ٧٤١- ٨٩١٩٥
- **محمدحسین ایران‌نژادپاریزی:** گروه محیط زیست، دانشگاه یزد، یزد، ایران، صندوق‌پستی: ٧٤١- ٨٩١٩٥
- **حسن اکبری:** گروه محیط زیست، دانشگاه یزد، یزد، ایران، صندوق‌پستی: ٧٤١- ٨٩١٩٥

تاریخ دریافت: آبان ١٣٩٦ تاریخ پذیرش: بهمن ١٣٩٦

چکیده

امروزه جدایی و تکه‌تکه شدن زیستگاه اثرات بسیار مهمی بر روی جمعیت‌های حیات‌وحش دارد. گسترش مناطق حفاظت‌شده و ایجاد ارتباط بین این مناطق از مهم‌ترین راهکارهای مقابله با این معضل است. کریدورها نقش مهمی روی توزیع جمعیت حیات‌وحش و جلوگیری از کاهش بقای جمعیت دارد. پژوهش حاضر با هدف بررسی ارزش حفاظتی منطقه دامگاهان به‌عنوان کریدور زیستگاهی بین منطقه حفاظت‌شده کالمند- بهادران و منطقه شکار ممنوع شیرکوه با وسعت ١٠٦٠٠٠ هکتار انجام گرفته است. با استفاده از نقاط حضور گونه و متغیرهای محیط‌زیستی مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه بز وحشی با روش تحلیل آشیان بوم‌شناختی انجام شد. سپس با بهره‌گیری از نقشه مطلوبیت زیستگاه و با استفاده از روش کم‌هزینه‌ترین مسیر، کریدورها مشخص شدند. مهم‌ترین متغیرهای موثر بر حضور کل و بز مناطق صخره‌ای، درصد شیب، ارتفاع از سطح دریا، دامنه‌ها و پوشش‌گیاهی می‌باشند. میزان حاشیه‌گرایی و تخصص‌گرایی به‌ترتیب ٠/٨٣٨ و ٣ برآورد گردید که نشان می‌دهد بز وحشی مجموعه شرایط محیط‌زیستی بالاتر از شرایط میانگین منطقه را ترجیح می‌دهد و به دامنه محدودی از شرایط محیط‌زیستی منطقه وابسته است و در استفاده از منابع زیستگاه تخصصی عمل می‌کند. بیش از ٦٠ درصد وسعت کریدورهای پیشنهادی را زیستگاه‌های مطلوب تشکیل می‌دهند. با محاسبات صورت گرفته هفت کریدور جهت اتصال مناطق شناسایی گردید. نتایج نشان داد که محدوده دامگاهان دارای مطلوبیت زیستگاهی بالا وکم‌ترین هزینه تجمعی و کم‌ترین تعارضات انسانی در بین کریدورها برای بز وحشی می‌باشد.

کلمات کلیدی: کریدور زیستگاهی، کل و بز، دامگاهان، مهریز

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: jsarhangzadeh@yazd.ac.ir

مقدمه

باروندرشدصنعتی‌وشهرنشینی‌و افزایش‌جمعیت،فشاربر محیط زیست افزایش یافته و مناطق حفاظت شده به‌صورت جزایر اکولوژیک درآمده‌اند. فعالیت‌های انسانی نظیر توسعه کشاورزی، شهرنشینی، جنگل‌زدایی باعث تغییرات گسترده‌ای در زیستگاه‌های طبیعی شده که این امر سبب تخریب و تکه‌تکه شدن زیستگاه‌های حیات‌وحش می‌شود (Nikolakaki، ۲۰۰۴). با قطع ارتباط لکه‌های زیستگاهی باقی‌مانده، جزیره‌های بوم‌شناختی ایجاد شده سبب قطع ارتباط ژنی بین جمعیت‌های آن‌ها می‌گردد. البته برخی مناطق حفاظت شده هم، به‌صورت‌جزایرطبیعی‌حفاظت‌می‌شوند‌درحالی‌که‌بررسی‌کارایی‌مناطق حفاظت‌شده، نحوه قرارگیری‌شان نسبت به‌هم و ارتباط زیستگاهی میان آن‌ها و مهم‌ترین لکه‌های زیستگاهی، یکی از اولی‌ترین اقدامات حمایتی برای بهبود وضعیت حفاظتی گونه‌ها و بررسی انعطاف‌پذیری آن‌ها به تغییرات وضعیت زیستگاه می‌باشد (Rabinowitz و Zeller، ۲۰۱۰). کریدورها و گذرگاه‌های حیات‌وحش بخشی از سرزمین هستند که گونه‌های جانوری وحشی در جابجایی و حرکت‌های فصلی خود از یک بخش از اکوسیستم به قسمت دیگر در جستجوی نیازهای اساسی نظیر آب، غذا و پناه مورد استفاده قرار می‌دهند. با این وجود ایجاد کریدوری کامل بین این جزایر دشوار است زیرا تعارضات شکل گرفته بین این لکه‌ها از یک‌سو و مشکلات مکان‌یابی و طراحی مطلوب کریدورها، مانع از ایجاد و یا کارآیی مطلوب کریدورها شده است. اما در هر صورت، کریدورها برای حفظ جمعیت‌های حیات‌وحش در سیماهای سرزمینی که در حال تخریب و تجزیه هستند، حیاتی است (Hartley و Aplet، ۲۰۰۱). بنابراین راهکار مناسب‌تر برای شبکه مناطق حفاظت‌شده ایجاد مناطق بین زیستگاهی است، به این صورت که در بین دو منطقه زیستگاه‌هایی احداث شود که مکانی امن برای جانوران باشد. این زیستگاه‌ها می‌توانند مناطق آزاد یا تحت مدیریت در بین دو منطقه حفاظت‌شده باشند. این توقف‌گاه‌های بین راهی نقش مهم و حیاتی برای گونه‌ها دارند، مخصوصاً برای پرندگان و پستانداران که دارای مهاجرت فصلی هستند. کریدورها و توقف‌گاه‌های بین‌راهی باعث ارتباط بین زیستگاه‌های مختلف می‌شوند و به حیوانات اجازه‌می‌دهندکه آزادانه‌حرکت کنند(Wayumba و همکاران، ۲۰۰۶). ارتباط بین زیستگاه‌ها احتمال برهم کنش بین افراد را در یک جمعیت افزایش داده که این منجر به افزایش اندازه جمعیت موثر، حفظ جریان ژنی، تسهیل مهاجرت و انتشار منظم می‌شود که هرکدام از این‌ها زیست‌مندی و پایداری طولانی مدت جمعیت را تضمین می‌کند (Meffe و Carroll، ۱۹۹۷). به‌طور کلی مدل‌های زیستگاه در دو گروه مدل‌های توزیع گونه و مدل‌های مطلوبیت زیستگاه جای می‌گیرند که امروزه بسیار مورد استقبال اکولوژیست‌ها و زیست‌شناسان واقع شده‌اند (فراشی، ۱۳۹۳). اغلب روش‌های مدل‌سازی‌آماری مبتنی بر روش‌های رگرسیونی‌چندمتغیره‌ونیازمنددادەهای حضور/عدم‌حضوربرای ساخت مدل می‌باشند. مدل‌های خطی تعمیم یافته ((Generalized (GLM) Linear Models)، مدل‌های‌افزایشی‌تعمیم‌یافته(Generalized (GAM Additive Models)، درخت رگرسیون و طبقه‌بندی مثال‌هایی از روش‌هایی است که برای مدل‌سازی از داده‌های حضور/عدم‌حضور استفاده می‌کنند. از طرفی روش‌هایی وجود دارند که تنها مبتنی بر داده‌های حضور گونه هستند که می‌توان بیشینه آنتروپی (MaxEnt) Maximum Entropy)، گارپ (GARP Genetic Algorithm rule-set Prediction)وتحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی (ENFA) Ecological Niche Factor Analysis) را نام برد (Pearson و همکاران، ۲۰۰۷).

از بین مدل‌های مختلف ارزیابی مطلوبیت زیستگاه، روش تحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی با استفاده از مفهوم آشیان اکولوژیک به مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه می‌پردازد. این روش کاربرد زیادی داشته و در زمینه‌های متعددی هم‌چون ارزیابی زیستگاه و پیش‌بینی زیستگاه‌های گونه‌ها به‌کار رفته است (Wang و همکاران، ۲۰۰۸). به‌هرحال هدف اصلی روش تحلیل عاملی آشیان اکولوژیک، تعریف الگوی کلی کاربرد زیستگاه بر مبنای کنارگی و تخصص‌گرایی بوده و این روش فقط متکی به داده‌های حضور گونه است (Basill و همکاران، ۲۰۰۸). تحلیل کم هزینه‌ترین مسیر روشی است که برای اندازه‌گیری فاصله موثر به‌جای فاصله اقلیدسی بین لکه‌های زیستگاهی به‌کار می‌رود. این روش به‌منظور برآورد یا سنجش نحوه ارتباط بین ذخیره‌گاه‌های بالفعل و بالقوه با بهره‌گیری از فن‌آوری سیستم اطلاعات جغرافیایی طراحی شده است. این تحلیل، حداقل هزینه بوم‌شناختی را در یک لایه اصطکاک یا مقاومت محیطی نشان می‌دهد (مشهدی‌احمدی و همکاران، ۱۳۹۳). با توجه به اهمیت اقتصادی، اکولوژیک و کاهش کیفیت زیستگاه‌های کل و بز، مطالعاتی پیرامون این گونه صورت گرفته است (حسینی و همکاران، ۱۳۹۶؛ کریمی، ۱۳۹۵؛ Morovati و همکاران، ۲۰۱۴؛ Sarhangzadeh و همکاران، ۲۰۱۳ ؛ Sawyer و همکاران ۲۰۱۱؛ سرهنگ‌زاده و همکاران، ۱۳۹۰؛ مصطفوی و همکاران، ۱۳۸۹؛ فراشی و همکاران، ۱۳۸۹). هدف از این تحقیق بررسی ارزش حفاظتی کریدورهای بین زیستگاهی

گونه آسیب‌پذیر کل و بز (*Capra aegagrus*) در محدوده دامگاهان بین منطقه حفاظت شده کالمند - بهادران و منطقه شکار ممنوع شیرکوه است که می‌تواند در مدیریت مطلوب زیستگاه‌های این گونه که به معنی مدیریت مطلوب بخش‌های مهمی از این مناطق نیز می باشد، بسیار راه‌گشا باشد. گونه مورد مطالعه از طعمه‌های اصلی پلنگ در منطقه مطالعاتی است و با توجه به وضعیت در خطر انقراض پلنگ، اهمیت ارزیابی مطلوبیت زیستگاه و گذرگاه‌های کل و بز در منطقه افزایش می‌یابد. لذا، نتایج به‌دست آمده از این بررسی، می‌تواند جهت حفاظت از منطقه مطالعاتی یا حداقل زیستگاه‌های ارتباطی موجود در آن مورد استفاده قرار گیرد و از این طریق باعث ارتقاء وضعیت حفاظتی گونه‌ها شود. بنابراین در این تحقیق با جمع‌آوری داده‌های میدانی مربوط به کل و بز در منطقه و تحلیل آماری روابط متغیرهای محیط‌زیستی و پراکنش گونه، نقشه رویشگاه‌های مطلوب بالقوه گونه و کریدورهای بین زیستگاهی پهنه‌بندی شد.

مواد و روش‌ها

منطقه مطالعاتی دامگاهان: دامگاهان مهریز با وسعت ۵۱۴۴۰ هکتار در ۱۲ کیلومتری جنوب غربی شهرستان مهریز و در محدوده جغرافیایی′۱۷ °۵۴ تا′۲۶ °۵۴ طول شرقی و′۲۴ °۳۱ تا′۴۰ °۳۱ عرض شمالی واقع شده است. حداقل ارتفاع این منطقه ۱۸۸۰ متر و حداکثر آن ۳۸۷۳ متر از سطح آزاد دریا می‌باشد. میزان متوسط بارندگی سالیانه منطقه ۱۹۵ میلی‌متر است، که در ارتفاعات بیش‌تر به‌صورت برف می‌باشد. شرایط ویژه اقلیمی دامگاهان موجب شده تا تعداد قابل توجهی از گونه‌های گیاهی آندمیک ایران در این منطقه پراکنش داشته باشند. به‌علاوه این دره محل رویش سه گونه انحصاری یزد است که در سایر مناطق امکان رویش آن‌ها وجود ندارد (زارع‌زاده و همکاران، ۱۳۸۵). زیستگاه کوهستانی که قسمت اعظم آن توسط ارتفاعات سنگی و صخره‌ای پوشیده شده، از غنی‌ترین بخش‌های پوشش‌دار شهرستان مهریز محسوب می‌شود (تیموری، ۱۳۹۴).

منطقه حفاظت‌شده کالمند- بهادران: منطقه حفاظت‌شده کالمند - بهادران با وسعت ۲۲۹ هزار هکتار در فاصله ۳۰ کیلومتری جنوب‌شرقی یزد و ۸ کیلومتری شهر مهریز در محدوده جغرافیایی °۵۴ ′۲۰ تا′۱۰ °۵۵ طول شرقی و′۰۵ °۳۱ تا′۳۵ °۳۱ عرض شمالی قرار دارد. بیش از نیمی از وسعت منطقه را مناطق دشتی و مابقی را مناطق کوهستانی،کوهپایه‌ها و تپه‌ماهورها تشکیل داده است که زیستگاه مناسبی جهت زیست انواع گونه‌های جانوری می‌باشد. ارتفاعات منطقه گله‌های متعدد کل و بز و قوچ و میش داشته و هم‌چنین جانورانی ازجمله پلنگ، کفتار کاراکال، روباه، گرگ، شغال و پرندگانی هم‌چون زاغ بور، هوبره، کبک، تیهو، باقرقره در منطقه پراکنش دارند (الهام‌شهولایتی، ۱۳۹۰).

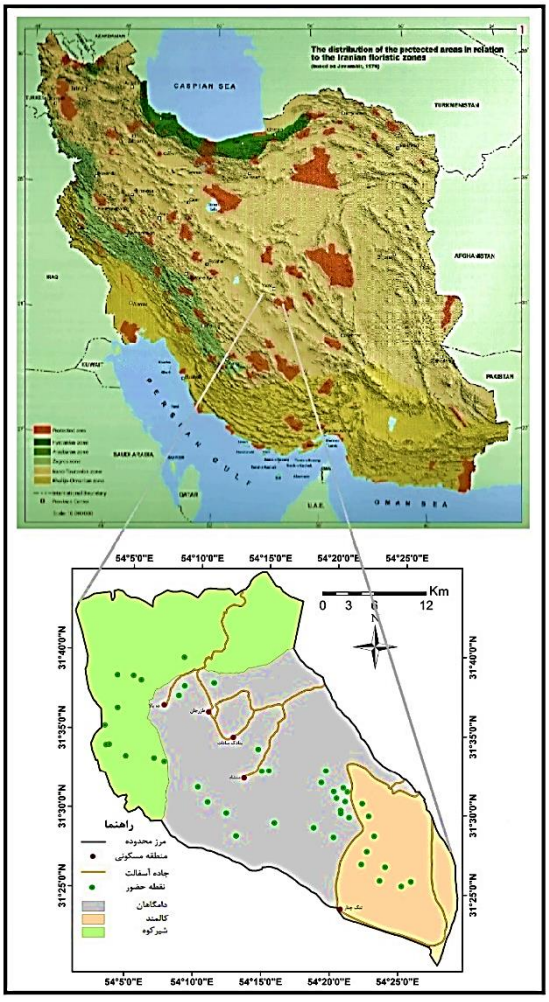
منطقه شکارممنوع شیرکوه: منطقه شکارممنوع شیرکوه با مساحت ۴۷۲۰۸ هکتار چهره کوهستانی داشته و در محدوده جغرافیایی ′۰۱ °۵۴ تا ′۲۸ °۵۴ طول شرقی و′۲۹ °۳۱ تا′۴۵ °۳۱ عرض شمالی در جنوب‌غربی شهر یزد قرار داشته و بخش اعظم آن در حوزه شهرستان تفت و بخش‌های کوچکی از آن در حوزه شهرستان‌های یزد و مهریز واقع شده است. عوارض طبیعی مانند پرتگاه‌ها، نقاط صعب‌العبور، وجود چشمه‌ها و رودخانه‌های فصلی، مناطق پوشیده از برف در اغلب ماه‌های سال سبب شده تا محل مناسبی برای زاد و ولد گونه‌هایی نظیر کل و بز و قوچ و میش فراهم گردد. به‌علاوه پلنگ، تشی، روباه معمولی، کاراکال و انواع جوندگان از پستانداران منطقه محسوب می‌شود. هم‌چنین از پرندگان می‌توان به کبک، تیهو، سارگپه، دلیجه، عقاب طلایی، چکاوک کاکلی، دم جنبانک ابلق و دال اشاره نمود (اداره کل محیط‌زیست یزد، ۱۳۹۱).

روش پژوهش: اساس تجزیه و تحلیل به‌کار برده شده در این تحقیق را روش تحلیل عامل آشیان بوم‌شناختی تشکیل می‌دهد. در این بررسی از نرم‌افزار بایومپر (Hirzal و همکاران،۲۰۰۴) برای تعیین مدل مطلوبیت زیستگاه و هم‌چنین از نرم‌افزارهای Idrisi و ArcGIS ۱۰،۲ برای ساخت لایه‌های اطلاعاتی و ورود آن‌ها به نرم‌افزار بایومپر و تعیین مناسب‌ترین کریدور استفاده شد. اساس کار مدل، مقایسه ویژگی‌های محیط‌زیستی نقاط حضور گونه با ویژگی‌های محیط زیستی منطقه است.

نمونه‌گیری: ثبت نقاط حضور گونه، با بازدیدهای میدانی مداوم درکل محدوده مطالعاتی از سال ۱۳۹۴ تا ۱۳۹۵ صورت گرفت. در هر بازدیدبا مشاهده مستقیم گونه و نمایه (سرگین)، مختصات جغرافیایی نقطه با استفاده از سیستم موقعیت‌یاب جهانی (GPS) به‌عنوان نقطه حضور ثبت می‌گردید. در مجموع ۴۲ نقطه حضور در منطقه در طول تحقیق ثبت شد (شکل۱).

متغیرهای محیط‌زیستی: برای شناسایی متغیرهای محیط زیستی تاثیرگذار بر انتخاب زیستگاه گونه با جمع‌آوری اطلاعات از طریق مصاحبه با کارشناسان منطقه، نظر کارشناسی و مرور مطالعات

انجام شده بر روی رفتار و تعامل گونه با زیستگاه و مجموعه عواملی که در تامین نیازهای زیستگاهی گونه تاثیرگذار هستند، تعیین شدند (حسینی و همکاران، ۱۳۹۶؛ کریمی، ۱۳۹۵؛ Morovati و همکاران، ۲۰۱۴؛ Sarhangzadeh و همکاران، ۲۰۱۳؛ سرهنگ‌زاده و همکاران، ۱۳۹۰؛ مصطفوی و همکاران، ۱۳۸۹؛ فراشی و همکاران، ۱۳۸۹؛ ضیایی، ۱۳۸۷). متغیرهای مستقل محیط‌زیستی که در این پژوهش انتخاب و مورد مطالعه قرار گرفتند، شامل طبقات ارتفاع از سطح دریا، طبقات درصد شیب، طبقات جهات جغرافیایی، اشکال توپوگرافی و ژئومورفولوژی، تیپ‌های پوشش گیاهی، منابع آب (چشمه‌ها) و متغیرهای توسعه انسانی (روستاهای با سکنه و خالی از سکنه، اراضی زراعی، معادن و جاده‌های آسفالت و خاکی) هستند.



شکل۱: موقعیت مناطق مورد مطالعه در کشور و پراکنش نقاط حضور

پردازش داده‌ها: به‌منظور تشکیل پایگاه داده‌ها در سامانه اطلاعات جغرافیایی نقشه اشکال توپوگرافی و ژئومورفولوژی، پوشش گیاهی، منابع آب و متغیرهای توسعه انسانی نظیر روستاها و جاده‌ها در منطقه مورد مطالعه، تهیه شدند. هم‌چنین با استفاده از نقشه DEM، نقشه‌های درصد شیب و جهت دامنه‌ها تهیه شدند، طبقه‌بندی نقشه‌های ارتفاع از سطح دریا و درصد شیب براساس پراکنش نقاط حضور ثبت شده در منطقه در نرم‌افزار ArcGIS ۱۰,۲ انجام گرفت. لایه‌های اطلاعاتی تمام متغیرها پس از رقومی‌سازی با اندازه سلول ۳۰×۳۰ متر به نقشه‌های رستری تبدیل شدند. تمامی متغیرها (از جمله طبقات دامنه، پوشش‌گیاهی) به متغیرهای فاصله‌ای تبدیل شدند. برای انجام تحلیل عامل آشیان بوم‌شناختی از نرم‌افزار بایومپر (Hirzal و همکاران، ۲۰۰۴) استفاده شد، که تلفیقی از نرم‌افزارهای آماری و سامانه اطلاعات جغرافیایی بوده با فرمت نرم‌افزار Idrisi سازگاری دارد. تمامی لایه‌ها قابلیت تفکیک یکسانی داشته و توسط تبدیل باکس-کاکس نرمال شدند تا در نرم‌افزار قابل استفاده باشند (Hirzal و همکاران، ۲۰۰۴). همبستگی متغیرهای محیط‌زیستی بررسی شد تا تنها متغیرهای که همبستگی کم‌تر از ۸۵ درصد دارند در تحلیل وارد شوند. زیرا حضور متغیرهای با همبستگی بیش از ۸۵ درصد در تحلیل‌ها می‌تواند منجر به تولید مقادیر ویژه بزرگ در نتایج شود. در صورت وجود متغیرهایی با همبستگی بیش از ۸۵ درصد (به‌عنوان نمونه مناطق صخره‌ای و مناطق با شیب بیش از ۷۰ درصد) یکی از متغیرها با نظر کارشناسی حذف شد (Hirzal و همکاران، ۲۰۰۴).

محاسبه مطلوبیت زیستگاه: با استفاده از نتایج به‌دست آمده در تحلیل عامل آشیان بوم‌شناختی، می‌توان نقشه مطلوبیت زیستگاه را محاسبه کرد. برای محاسبه مطلوبیت زیستگاه بایستی الگوریتم مناسب را انتخاب کرد. در نرم‌افزار بایومپر الگوریتم‌های میانه، میانگین هندسی و میانگین هارمونیک برای محاسبه مطلوبیت زیستگاه ارائه شده است (Hirzal و همکاران، ۲۰۰۶) که در این پژوهش اعتبار پیش‌بینی‌های مدل با استفاده از هر یک از الگوریتم‌های فوق بررسی و بهترین الگوریتم انتخاب شد. به‌منظور ارزیابی صحت پیش‌بینی‌های مدل تولیدشده از شاخص پیوسته بویس (Continuous Boyce Index) و نمودار فراوانی تنظیم‌شده براساس سطح (Adjusted Frequency Area) استفاده شد (Hirzal و همکاران، ۲۰۰۶). با تفسیر نمودار فراوانی تنظیم‌شده براساس سطح می‌توان آستانه مطلوبیت را تعیین و زیستگاه را به طبقات مطلوب و نامطلوب طبقه‌بندی نمود (Hirzal و همکاران،

۲۰۰۶). در این پـژوهش الگـوریتمی کـه بالاترین نمایه پیوسته بویس را به‌خود اختصاص می‌داد، انتخاب شد. با استفاده از این الگوریتم نقشه مطلوبیت زیستگاه ترسیم شد. سپس با استفاده از نمودار فراوانی تنظیم‌شده براساس سطح، نقشه مطلوبیت زیستگاه به دو طبقه مطلوب و نامطلوب تقسیم‌بندی شد.

حداقل هزینه تجمعی: برای دستیابی به کریدورهای مناسب بین منطقه حفاظت شده کالمند- بهادران و منطقه شکارممنوع شیرکوه ابتدا محدوده مطالعاتی شامل زیستگاه‌های مبدا، مقصد و زیستگاه‌های بینابینی تعریف شده و مطلوبیت زیستگاه این محدوده مدل‌سازی شد. سپس با معکوس کردن ارزش‌های لایه مطلوبیت زیستگاه، لایه مقاومت زیستگاهی به‌دست آمد (Minor و Urban، ۲۰۰۷؛ Wang و همکاران، ۲۰۰۸؛ Zeller و همکاران، ۲۰۱۲). ارتباط بین مقاومت و مطلوبیت زیستگاه این فرضیه را بیان می‌کند که گونه‌ها برای انتخاب مسیر حرکتی و زیستگاه مطلوب از متغیرهای زیستگاهی مشابهی استفاده می‌کنند (Crooks و Sanjayan، ۲۰۰۷). برای شناسایی کریدورها حداقل هزینه تجمعی برای پیکسل‌ها محاسبه می‌شود. با توجه به‌این‌که از هر پیکسل مسیرهای مختلفی به مقصد دارد، هزینه تجمعی برای همه مسیرها محاسبه و از بین آن‌ها، مسیر با حداقل هزینه تجمعی انتخاب می‌شود. با داشتن دو لایه منطقه (زیستگاه اصلی) و لایه مقاومت، حداقل هزینه تجمعی با استفاده از دستور حداقل فاصله در نرم‌افزار ArcGIS ۱۰,۲ محاسبه می‌شود (Majka و همکاران، ۲۰۰۷؛ Jenness و همکاران، ۲۰۱۴).

شناسایی کریدورها: اساسی‌ترین مساله انتخاب کریدورها، تعیین پهنای مناسب برای گونه هدف می‌باشد که علاوه بر تسهیل نمودن حرکت گونه، هزینه‌های حفاظت را نیز به حداقل برساند. بنابراین لایه حداقل هزینه تجمعی در کلاس‌های مختلف طبقه‌بندی شده و از بین آن‌ها کریدورهایی که حداقل هزینه تجمعی کم‌تری داشته باشد انتخاب می‌شود و براساس وسعت، عرض و شرایط موجود در منطقه بهترین کریدور تعیین می‌گردد (Jenness و همکاران، ۲۰۱۴).

نتایج

پس از انجام محاسبات آماری توسط نرم‌افزار مقدار کلی حاشیه‌گرایی، تخصص‌گرایی و تحمل‌پذیری کل و بز در منطقه محاسبه و در جدول ۱ ارایه شده است. میزان تخصص‌گرایی کل و بز (بیش از ۳) نشان‌دهنده تخصصی بودن گونه در استفاده از منابع زیستگاهی است. ماتریس امتیازات تولید شده در جدول ۲ نشان‌دهنده سهم هر یک از متغیرهای محیط‌زیستی در مطلوبیت زیستگاه گونه است. در جدول مذکور عامل اول علاوه بر تخصص‌گرایی، ۱۰۰ درصد کنارگی را نشان می‌دهد. به‌عنوان نمونه عامل اول علاوه بر ۱۰۰ درصد کنارگی ۲۱/۸ درصد تخصص‌گرایی، عامل دوم ۴۵/۳ درصد تخصص‌گرایی و عامل سوم ۱۰/۳ درصد ویژگی تخصص‌گرایی کل و بز را توضیح می‌دهند. این سه عامل در مجموع ۷۷/۴ درصد میزان تخصص‌گرایی گونه را توضیح می‌دهند. ضرایب محاسبه شده نشان‌دهنده میزان نقش هر متغیر محیط‌زیستی در کنارگی گونه است. مطابق ماتریس امتیازهای محاسبه شده، کل و بز مناطق با شیب‌های بالاتر از میانگین منطقه را ترجیح می‌دهد. کل و بز در این ناحیه از مناطق با شیب ۳۰-۱۰ درصد دوری کرده و بیش‌تر تمایل به مناطق با شیب طبقه ۷۰-۵۰ و ۵۰-۳۰ درصد دارد و افزایش شیب باعث افزایش مطلوبیت زیستگاه کل و بز می‌شود. کل و بز به دامنه‌های شمالی، شرقی و جنوبی تمایل داشته و از دامنه غربی دوری می‌کند. دو عامل مثبت بر حضور گونه مناطق صخره‌ای و طبقه ارتفاعی ۳۲۰۰-۲۲۰۰ متر از سطح دریا هستند و متغیرهای جاذب و مهم در مطلوبیت زیستگاه کل و بز می‌باشند. در میان تیپ‌های گیاهی به تیپ‌های گیاهی درمنه کوهی- گون، بیش‌ترین تمایل را نشان داده و تیپ گیاهی درمنه کوهی- گون به‌عنوان یک عامل جاذب در زیستگاه گونه می‌باشد. کل و بزها از روستاهای باسکنه دوری کرده ولی روستاهای خالی از سکنه متغیر جاذب محسوب می‌شود. همان گونه‌که در جدول ۲ مشهود است، بخش بزرگی از متغیرهای تأثیرگذار بر مطلوبیت زیستگاه کل و بز، مربوط به شرایط توپوگرافی (شیب، جهت، ارتفاع، ژئومورفولوژی) بوده و به‌علاوه پوشش‌گیاهی و عوامل انسانی در انتخاب زیستگاه توسط گونه نقش دارند. براساس شاخص پیوسته بویس میانگین هارمونیک به‌علت مقدار نزدیک به یک و حدود اعتماد کم (۰/۰۹۱۵±۰/۷۳۶) از قدرت پیش‌بینی بهتری نسبت به الگوریتم‌های میانه و میانگین هندسی برخوردار است (جدول ۳). علاوه بر این، منحنی نرخ F (نرخ پیش‌بینی شده به نرخ مورد انتظار در محور عمودی (شکل ۲) به مطلوبیت زیستگاه (محور افقی) نشان می‌دهد که این مدل از قدرت پیش‌بینی بسیار بالایی برخوردار است. در نتیجه، نقشه مطلوبیت زیستگاه کل و بز با استفاده از الگوریتم میانگین هارمونیک محاسبه شد (شکل ۳).

جدول ۱: نتایج تحلیل عامل آشیان بوم‌شناختی کل و بز

تعداد متغیرهای مورد استفاده در مدل	میزان کنارگی	میزان تخصص‌گرایی	میزان بردباری	تعداد عامل انتخاب شده	میزان تخصص‌گرایی توضیح داده شده توسط عامل‌ها
۲۱	۰/۸۳۸	۳	۰/۳۳۳	۳	۰/۷۷۳

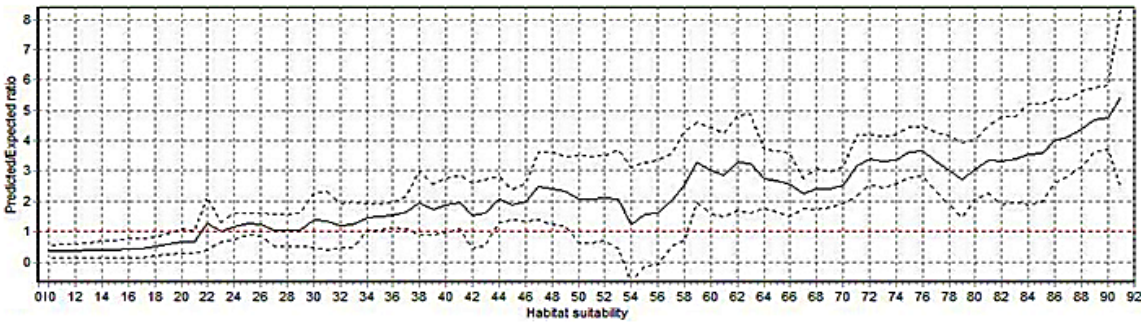
جدول ۲: ماتریس امتیازات مدل‌سازی با رویکرد تحلیل عامل آشیان بوم‌شناختی کل و بز

نام متغیر	عامل کنارکی ۲۱/۸ رصد	تخصص‌گرایی	
		عامل اول ۴۵/۳ درصد	عامل دوم ۱۰/۳ درصد
فاصله تا منابع آبی (چشمه‌ها)	-۰/۰۴۴	۰/۰۱۲	-۰/۰۳۳
فاصله تا روستاهای خالی از سکنه	-۰/۲۴۷	-۰/۱۷۱	۰/۵۳۶
فاصله تا روستاهای باسکنه	۰/۰۵۵	۰/۰۹۷	-۰/۲۳۴
فاصله تا جاده‌های آسفالت	۰/۲۵۵	-۰/۰۵۷	۰/۲۸۵
فاصله تا معادن	۰/۱۹۰	۰/۳۳۰	-۰/۱۲۴
فراوانی مناطق صخره‌ای	۰/۴۵۶	۰/۰۲۸	-۰/۰۰۶
فراوانی دامنه شمالی	۰/۳۱۸	۰/۰۶۵	۰/۰۳۰
فاصله تا مناطق دامنه جنوبی	-۰/۰۶۶	-۰/۰۶۷	-۰/۰۰۸
فراوانی دامنه شرقی	۰/۱۲۱	۰/۰۸۵	۰/۰۲۵
فراوانی دامنه غربی	-۰/۰۴۵	۰/۰۶۵	۰/۰۱۶
درصد شیب	۰/۳۶۱	۰/۰۳۸	-۰/۰۷۸
فراوانی شیب ۳۰-۱۰ درصد	-۰/۱۸۷	۰/۰۲۶	-۰/۰۲۹
فراوانی شیب ۵۰-۳۰ درصد	۰/۰۰۷	۰/۰۱۸	۰/۰۵۵
فاصله تا مناطق با شیب ۷۰-۵۰ درصد	-۰/۴۶۲	-۰/۰۶۲	۰/۰۶۶
فراوانی ارتفاع ۳۲۰۰-۲۲۰۰ متر از سطح دریا	۰/۰۷۸	-۰/۰۱۳	-۰/۰۸۸
فاصله تا اراضی زراعی	۰/۰۹۰	۰/۴۰۰	۰/۰۶۱
فاصله تا تیپ گیاهی کلاه میرحسن- چوبک	۰/۰۲۴	۰/۰۱۹	۰/۵۰۵
فاصله تا تیپ گیاهی درمنه کوهی-گون	-۰/۰۵۷	۰/۰۵۴	-/۰۵۰
فاصله تا تیپ درمنه کوهی- خارکو- چرخه	۰/۲۷۸	-۰/۷۹۱	۰/۲۶۴
فاصله تا تیپ گیاهی گاو چاق کن- گون	۰/۰۴۱	-۰/۱۵۶	-۰/۲۳۷
فاصله تا تیپ گیاهی درمنه دشتی- چرخه	۰/۱۶۳	۰/۰۹۳	۰/۳۸۷

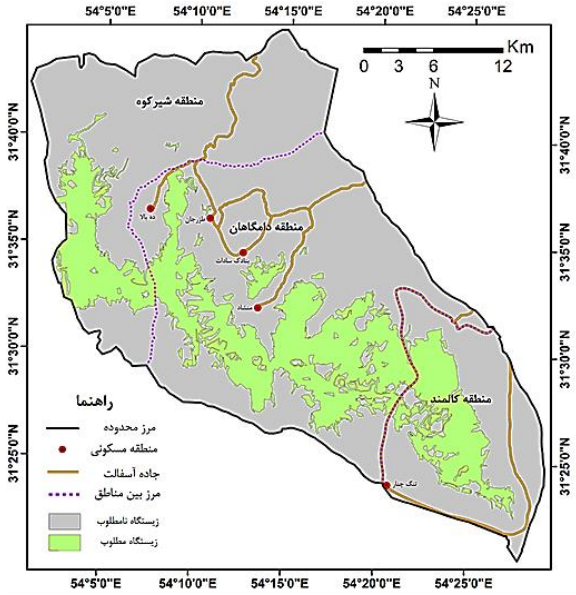
جدول ۳: نمایه پیوسته بویس محاسبه شده به‌ازای الگوریتم‌های مختلف تعیین مطلوبیت زیستگاه کل و بز

انحراف معیار ± نمایه پیوسته بویس		
الگوریتم میانه	الگوریتم میانگین هندسی	الگوریتم هارمونیک
۰/۶۱۷±۰/۱۵۴۴	۰/۴۶۸±۰/۳۲۹۷	۰/۷۳۶±۰/۰۹۱۵

با استفاده از آستانه مطلوبیت به‌دست آمده (۲۱ درصد)، نقشه مطلوبیت زیستگاه کل و بز در دو طبقه زیستگاه مطلوب (بخش‌هایی که مطلوبیت آن‌ها بیش‌تر از حد آستانه مطلوبیت بود) و نامطلوب (بخش‌هایی که مطلوبیت زیستگاه آن‌ها کم‌تر یا مساوی حد آستانه بود) طبقه‌بندی شد (شکل۳). براساس نقشه مذکور، حدود ۲۵۴۰۲ هکتار (۲۴/۳۶ درصد) از وسعت منطقه، زیستگاه مطلوب برای کل و بز و ۷۸۸۸۰ هکتار (۷۵/۶۴ درصد) زیستگاه نامطلوب براساس مدل طراحی شده است.

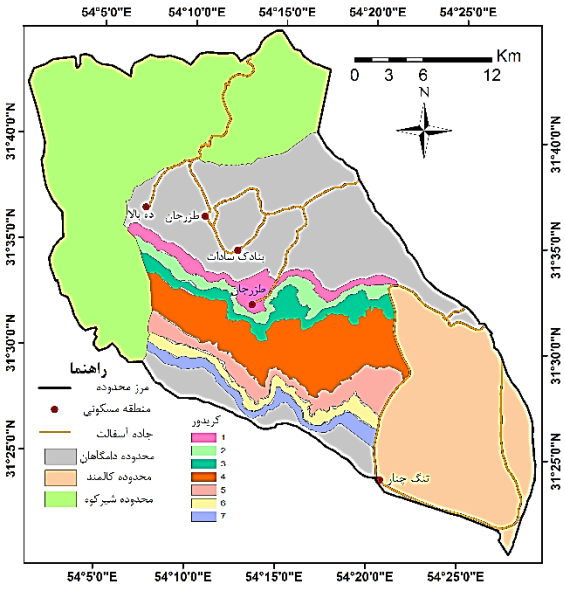


شکل۲: نمودار فراوانی تنظیم شده بر اساس سطح مبتنی بر الگوریتم میانگین هارمونیک



شکل ۳: نقشه مطلوبیت زیستگاه بز وحشی در مناطق مطالعاتی

تصویر پیش‌بینی توزیع: خروجی نرم‌افزار MaxEnt برای نمایش مطلوبیت یک زیستگاه یک نقشه رستری پیوسته است با مقادیر بین ۱-۰ می‌باشد (شکل۵). در این شکل قسمت‌هایی که با رنگ قرمز مشخص شده است مطلوبیت بالایی برای گونه مورد نظر دارد، قسمت‌هایی که با رنگ آبی دیده می‌شوند مطلوبیت زیستگاه برای قوچ و میش صفر می‌باشد و قسمت‌های سبز رنگ بیانگر این است که گونه در آن یافت شده و احتمال حضور گونه قوچ و میش وجود دارد. در فصل زمستان به‌دلیل این که قسمتی از منطقه پوشیده از برف می‌باشد از مطلوبیت زیستگاه کاسته می‌شود و قوچ و میش‌ها فقط در مناطقی که برف کم‌تری دارد یا به‌عبارتی در مناطقی که برف آن زودتر آب می‌شود دیده می‌شوند. در فصل بهار که فصل زادآوری قوچ و میش نیز می‌باشد منطقه از مطلوبیت خوبی برخوردار می‌باشد و به‌دلیل وجود آب کافی در منطقه گونه تقریباً در تمام منطقه یافت می‌شود. در فصل تابستان گونه قوچ و میش به‌دلیل کم شدن آب در منطقه به سمت باغات و اراضی حاشیه منطقه می‌آیند. با معکوس نمودن ارزش رستر-های مطلوبیت زیستگاهی، لایه مقاومت و سپس حداقل هزینه تجمعی هر کدام از مناطق حفاظتی محاسبه شد. در محدوده مورد نظر بعد از تعیین حداقل هزینه تجمعی، لایه مذکور به ۳۰ طبقه تقسیم شد. سپس، از بین آن‌ها هفت مسیر پلی‌گون که حداقل هزینه تجمعی کم‌تری داشتند انتخاب شدند (شکل۴). پلی‌گون شماره سه با طول مسیر ۲۸/۹ کیلومتر دارای بیش‌ترین طول مسیر و پلی‌گون شماره هفت با ۲۴/۴ کیلومتر کم‌ترین طول مسیر را دارد. از نظر پهنای مسیر پلی‌گون شماره چهار با میانگین ۵/۱ کیلومتر بیش‌ترین و پلی‌گون شماره شش با ۰/۸کیلومتر کم‌ترین پهنای مسیر را دارند که نشان می‌دهد پلی‌گون‌ها از لحاظ پهنا، مساحت و طول مسیر به‌هم نزدیک می‌باشند. با بررسی نقشه‌های به‌دست آمده در پلی‌گون‌های شماره یک، دو، سه و هفت چندین روستا به‌همراه جاده‌هایی که این مناطق را به‌هم متصل می‌کند به‌چشم می‌خورد. بیش‌ترین تراکم جاده‌ای در پلی‌گون‌های یک داشته و کم‌ترین منابع آبی در پلی‌گون‌های یک و شش و بیش‌ترین منابع آبی در پلی‌گون شماره چهار می‌باشد. براساس هزینه تجمعی هر کدام از پلی‌گون‌ها، پلی‌گون‌های یک، دو و سه هزینه تجمعی متوسط، پلی‌گون شماره هفت بیش‌ترین هزینه تجمعی و پلی‌گون شماره چهار کم‌ترین هزینه تجمعی دارند. باتوجه به این‌که کریدور پلی‌گون شماره چهار در مناطق صخره‌ای قرار داشته و به ارتفاعات شیرکوه و لای‌بختکی کالمند متصل است و دارای پهنای مناسب (۴/۷-۲/۷ کیلومتر)، کم‌ترین هزینه تجمعی و بیش‌ترین منابع آبی و فاقد آبادی و معدن می‌باشد، می‌توان آن‌را به‌عنوان کریدور پیشنهادی مدنظر قرار داد.



شکل ۴: کریدورهای پیشنهادی در دامگاهان بین منطقه حفاظت شده کالمند- بهادران و منطقه شکار ممنوع شیرکوه

بحث

نتایج به‌دست آمده از انجام تجزیه و تحلیل آشیان بوم‌شناختی برای کل و بزهای منطقه مورد مطالعه بر پایه متغیرهای مستقل زیستگاهی (۲۱ متغیر) نشان می‌دهد، از میان متغیرهای مذکور ده متغیر جاذب و ده متغیر دافعه و با افزایش میزان شیب منطقه بر کیفیت زیستگاه گونه افزوده می‌شود، که زیستگاه مطلوب این گونه در این منطقه به‌طور عمده در مناطق کوهستانی به‌ویژه مناطق صخره‌ای است و گونه از مناطق دشتی دوری می‌کند. تمایل کل و بز به دامنه‌های شمالی، شرقی و جنوبی بوده و از مناطق با دامنه غربی دوری می‌کند. نتایج مدل (جدول ۲) نشان‌دهنده وابستگی شدید کل و بز به مناطق صخره‌ای و شیب‌دار است. ضریب مثبت فراوانی مناطق صخره‌ای و ضریب مثبت درصد شیب، کیفیت زیستگاه با حضور این متغیرها را نشان می‌دهد. حضور بز وحشی ارتباط معنی‌داری با متغیر مناطق صخره‌ای دارد و گونه به انحراف از میزان بهینه این متغیرها حساس است. این نتیجه با رفتارشناسی و انتخاب زیستگاه گونه هم‌خوانی دارد (Fox و همکاران، ۱۹۹۲). در واقع، گونه برای گریز از طعمه‌خواران (پلنگ و گرگ) و شکارچیان (انسان) به مناطق صخره‌ای و شیب‌دار وابستگی شدید دارد دلیل آن این است که تقریباً هیچ حیوان دیگری نمی‌تواند مثل بز وحشی روی صخره‌ها حرکت کند و پایین نیفتد (ضیایی، ۱۳۸۷) و در نتیجه مناطق صخره‌ای و شیب‌دار امنیت بالایی را برای گونه فراهم می‌کنند. مطالعات Sarhangzadeh و همکاران (۲۰۱۳) در منطقه حفاظت شده کوه بافق، مصطفوی و همکاران (۱۳۸۹) در پارک ملی لار، شمس و همکاران (۲۰۱۰) در منطقه حفاظت شده هفتاد قله نیز نتایج مشابهی را در مورد وابستگی کل و بز به زیستگاه‌های صخره‌ای نشان داده است. ارتفاع زیاد، مطلوبیت زیستگاه را افزایش داده و به‌همین علت تراکم حضور گونه در ارتفاعات بالا بیش‌تر است. براساس بررسی‌های میدانی و نتایج تحقیق نشان می‌دهد بز وحشی در ارتفاع ۲۲۰۰ متر تا ۳۲۰۰ متر از سطح دریا بیشتر حضور دارد، این حضور در مناطق کم ارتفاع در جاهائی رخ می‌دهد که به گریزگاه نزدیک است. مناطقی از محدوده ارتفاعی ۲۲۰۰-۳۲۰۰ متر برای حضور گونه به‌خاطر نامناسب بودن سایر متغیرها از جمله شیب مطلوبیت ندارد. در واقع مناسب بودن زیستگاه برای گونه بستگی به فراهم بودن مجموعه شرایط دارد و تنها یک متغیر مطلوبیت زیستگاه را مشخص نمی‌کند. این یافته‌ها با نتایج مطالعات مصطفوی و همکاران (۱۳۸۹) در پارک ملی لار، سرهنگ‌زاده و همکاران(۱۳۹۰) در منطقه حفاظت‌شده کوه بافق و فراشی در پارک ملی کلاه قاضی، شمس و همکاران (۲۰۱۰) در منطقه حفاظت‌شده هفتاد قله مشابه است. تراکم و ترافیک جاده‌ها مخصوصاً در منطقه زیاد و تاثیر معنی‌داری در مدل داشته و گونه از جاده‌ها فاصله می‌گیرد. در مدل، فاصله از جاده‌های آسفالت دارای ضریب مثبت است و نشان‌دهنده این است که جاده به‌عنوان عامل محدودکننده محسوب می‌شود و گونه وجود جاده‌ها (عبور و مرور وسائط نقلیه) را تحمل نکرده و از آن‌ها دوری می‌کند. از طرفی جاده‌ها ورود متخلفین را به زیستگاه‌های گونه آسان نموده و در واقع گونه از متخلفین شکار که آسیب‌های اصلی را به گونه وارد می‌کنند دوری می‌نماید. کل و بزها از روستاهای باسکنه دوری می‌کنند و بخش‌هایی از روستاهای خالی از سکنه را به‌علت وجود پوشش‌گیاهی سرسبز و نیز امنیت نسبی ترجیح می‌دهند. سرهنگ‌زاده و همکاران (۱۳۹۰) نیز به نتیجه مشابهی رسیدند و نشان دادند، روستاهای خالی از سکنه به‌عنوان عامل محدودکننده به‌شمار نمی‌آیند و کل و بز از شرایط زیستگاهی آن استفاده می‌کند. ولی گونه از روستاهای با سکنه دوری نموده و برای گونه یک عامل مزاحم محسوب می‌شود که با نتایج مصطفوی و همکاران (۱۳۸۹) در پارک ملی لار مشابه است. بیش از ۶۰ درصد وسعت کریدورهای پیشنهادی بین منطقه حفاظت‌شده

کالمند- بهادران و منطقه شکار ممنوع شیرکوه را زیستگاه‌های مطلوب تشکیل می‌دهند.باتوجه‌به نتایج به‌دست آمده هفت کریدور پیشنهادی انتخاب شد. کریدورهای شماره یک، دو، شش و هفت جزو مناطق مطلوب منطقه به‌شمار می‌آیند اما این مناطق به‌علت وجود چندین روستا و مزارع کشاورزی امنیت لازم را برای عبور کل و بزها فراهم نمی‌کنند. کریدور شماره سه در انتها به مناطق پست در منطقه حفاظت شده کالمند- بهادران متصل می‌شود و کریدور شماره پنج از منابع آبی کافی برخوردار نیست. کریدور پیشنهادی شماره چهار دارای کم‌ترین هزینه تجمعی و دارای شرایط بسیار مناسبی برای جابه‌جایی کل و بزها در بین سایر کریدورها می‌باشد. این وضعیت شامل طول و پهنای مسیر، منابع آبی، کم‌ترین تعارضات (جاده، اراضی زراعی، معادن) می‌باشد. دره دامگاهان در این کریدور واقع شده است، دارای چشمه دامگاهان با دبی آب زیاد که ادامه منطقه کوهستانی روباز تا مرز شمالی منطقه حفاظت شده کالمند- بهادران می‌باشد. این کریدور در ابتدای مرز منطقه شکار ممنوع شیرکوه متصل به ارتفاعات منطقه و در طول مسیر شامل مناطق صخره‌ای و در نهایت متصل به ارتفاعات کنج‌کوه و لای‌بختکی است. مجموعه این عوامل شرایطی را به‌وجود آورده که که کریدور پیشنهادی شماره چهار بهترین مسیر حرکتی کل و بزها می‌باشد. مقایسه نتایج پژوهش حاضر با نتایج کریمی (١٣٩٥) که به تعیین زیستگاه‌های ارتباطی بالقوه بز وحشی در حد فاصل مناطق حفاظت‌شده کوسالان- شاهو و بدر و پریشان در استان کردستان پرداخته بود، مغایرت دارد و نشان داد با توجه به فاصله زیاد دو زیستگاه مذکور، توسعه شبکه جاده‌ای در بین دو منطقه، باغات و مزارع، توسعه و الگوی پراکنش روستاها در حال حاضر امکان ایجاد زیستگاه کریدور، دور از دسترس است.

باتوجه به نتایج به‌دست آمده پیشنهادمی‌شود تمهیدات مناسبی جهت احداث روگذر و زیرگذر برای جاده کنج‌کوه در مسیر اتصال کریدور پیشنهادی به منطقه حفاظت شده کالمند- بهادران که محل عبور کل و بزهای منطقه می‌باشد، درنظر گرفته شود.

منابع

١. **اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان یزد. ١٣٩١.** گزارش ارتقاء سطح حفاظتی منطقه شکارممنوع شیرکوه. معاونت محیط طبیعی. ۴۰ صفحه.

٢. **تیموری، م.، ١٣٩۴**. نگاهی بر سیمای طبیعی شهرستان مهریز. انتشارات سام آرام. استان یزد.

٣. **حسینی، س.م.؛ ریاضی، ب.؛ شمس‌اسفندآباد، ب. و نادری، م.، ١٣٩۶**. ارزیابی مطلوبیت زیستگاه کل و بز *Capra aegagrus* در استان گلستان. فصلنامه محیط‌زیست جانوری. دوره ١٢، شماره ١، صفحات ٩ تا ١۶.

۴. **سرهنگ‌زاده، ج.؛ یاوری، ا.؛ همامی، م.؛ جعفری، ح. و شمس اسفندآباد، ب.، ١٣٩٠**. مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های حیات‌وحش در مناطق خشک (مطالعه موردی: کل و بز (*Capra aegagrus*) در منطقه حفاظت شده کوه بافق. مجله خشک‌بوم. دوره ١، شماره ٣، صفحات ٣٨ تا ۵٠.

۵. **شهولایتی، ا.، ١٣٩٢**. دانش محیط‌زیستی راه نجات مناطق حفاظت شده (مطالعه موردی منطقه حفاظت شده کالمند-بهادران). اولین همایش ملی گردشگری، سرمایه‌های ملی، چشم‌انداز آینده. اصفهان.

۶. **زارع‌زاده، ع.؛ میروکیلی، م. و میرحسین، ع.، ١٣٨۵**. معرفی فلور، شکل زیستی و پراکنش جغرافیایی گیاهان دره دامگاهان مهریز (استان یزد). پژوهش و سازندگی در منابع طبیعی. دوره ١٩، شماره ۴، صفحات ١٢٩ تا ١٣٧.

٧. **ضیایی،ه.، ١٣٨٧**. راهنمای صحرایی پستانداران ایران.انتشارات کانون آشنایی با حیات وحش (چاپ دوم).

٨. **فراشی، آ.؛ کابلی، م. و مومنی، ا.، ١٣٨٩**. مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه بز و پازن (*Capra aegagrus*) به‌کمک روش تحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی (ENFA) در پارک ملی کلاه‌قاضی. نشریه محیط زیست طبیعی. دوره ۶٣، شماره ١، صفحات ۶٣ تا ٧٣.

٩. **فراشی، آ.، ١٣٩٣**. مروری بر مدل‌سازی زیستگاه به‌عنوان ابزاری برای مدیریت زیستگاه‌های حیات وحش، مجله علمی- پژوهشی زیست‌شناسی جانوری تجربی. سال ٣، شماره ٣، پیاپی ١١، صفحات ۴٣ تا ۵٣.

١٠. **کریمی، ش.، ١٣٩۵**. تعیین زیستگاه‌های ارتباطی بالقوه گونه کل و بز وحشی(*Capra aegagrus*) در حد فاصل مناطق حفاظت شده کوسالان- شاهو و بدر و پریشان در استان کردستان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه کردستان.

١١. **مشهدی‌احمدی، ا.ع.؛ شمس‌اسفندآباد، ب. و گشتاسب میگونی، ح.، ١٣٩٣**. مدل‌سازی مسیرهای گدار گوسفند وحشی البرز مرکزی با استفاده از آنالیز کم‌هزینه‌ترین مسیر در استان تهران (*O.o.arkali & O.o.vigneii*). علوم و مهندسی محیط زیست. سال ١، شماره ٣، صفحات۴١ تا ۵٨.

۱۲. **مصطفوی، س.؛ علیزاده، ا.؛ کابلی، م.؛ کرمی، م.؛ گلجانی،ر. و محمدی، س.، ۱۳۸۹.** تهیه نقشه مطلوبیت زیستگاه‌های بهاره و تابستانه گونه پازن (*Capra aegagrus aegagrus*) در پارک ملی لار. فصلنامه علوم و فنون منابع طبیعی. دوره ۵، شماره ۲، صفحات ۱۱۱ تا ۱۲۱.

۱۳. **Basille, M.; Calenge, C.; Marboutin, E.; Andersen, R. and Gaillard, J.M., 2008**. Assessing habitat selection using multivariate statistics: some refinements of the ecological niche factor analysis. Ecol. Model. Vol. 211, pp: 233-240.

۱۴. **Crooks, K.R. and Sanjayan, M., 2006**. Connectivity Conservation. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 732 p.

۱۵. **Fox, J.L.; Sinha, S.P. and Chundawat, R.S., 1992**. Activity patterns and habitat of ibex in the himalaya mountain of India. Mammalogy. Vol. 73, No. 3, pp: 527-534.

۱۶. **Hartley, D. and Aplet, G.H., 2001**. Modeling Wildlife Habitat Corridors in the Greater Grand Staircase. Escalante Ecosystem.

۱۷. **Hirzel, A.H.; Le Lay, G.; Helfer, V.; Randin, C. and Guisan, A., 2006.** Evaluation the ability of habitat suitability models to predict species presences. Ecological Modelling. Vol. 199, No .2, pp: 142-152.

۱۸. **Hirzel, A.H.; Hausser, J. and Perrin, N., 2004**. Biomapper 3.1. Lab. of Conservation Biology, Department of Ecology and Evolution, University of Lausanne. URL: http: //www. unil.ch/biomapper.

۱۹. **Jenness, J.; Majka D. and Beier. P., 2014**. Corridor Designer Evaluation Tools: Extension for ArcGIS. Jenness Enterprises. www.jennessent.com/arcgis/corridor.htm.

۲۰. **Majka, D.; Jennes, J. and Beier. P., 2007**. Corridor Designer: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors. www.corridordesign.org.

۲۱. **Meffe, G.K. and Carroll, C.R., 1997.** Principles of conservation biology, 2nd edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

۲۲. **Minor, E.S. and Urban, D.L., 2007**. Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. Journal of Ecological Applications. Vol. 17, pp: 1771-1782.

۲۳. **Morovati, M.; Karami, M. and Kaboli, M., 2014.** Desirable Areas and Effective Environmental Factors of Wild Goat Habitat (*Capra aegagrus*). Int. J. Environ. Res. Vol. 8, No. 4, pp: 1031-1040.

۲۴. **Nikolakaki, P., 2004.** A GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of habitat patches. Landscape and Urban Planning. Vol. 68, pp: 77-94.

۲۵. **Pearson, R.G.; Raxworthy, C.J.; Nakamura, M.; Peterson, A.T., 2007.** Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. J. Biogeogr. Vol. 34, pp: 102-117.

۲۶. **Rabinowitz, A. and Zeller, K.A., 2010**. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, Panthera onca. Biol Conserv. Vol. 143, pp: 939-945.

۲۷. **Sarhangzadeh, J.; Yavari, A.R.; Hemami, M.R.; Jafari, H.R. and Shams Esfandabad, B., 2013.** Habitat suitability modeling for wild goat (*Capra aegagrus*) in a mountainous arid area, central Iran. Caspian J. Env. Sci. Vol. 11, No. 1, pp: 41-51.

۲۸. **Sawyer, S.; Epps, C. and Brashares, J., 2011**. Placing Linkages Among Fragmented Habitats: Do Least- Cost Models Reflect How Animals Use Landscapes? Journal of Applied Ecology.

۲۹. **Shams, B.; Karami, M.; Hemami, M.R, Riazei B. and Sadough, M.B., 2010**. Habitat associations of wild goat in central Iran: implications for conservation. European journal of wildlife research. Vol. 56, pp: 883-894.

۳۰. **Wang, Y.; Yang, K.; Bridgman, C.L. and Lin, L., 2008**. Habitat suitability modeling to correlate gene flow with landscape connectivity. Journal of Landscape Ecology. Vol. 23, pp: 989-1000.

۳۱. **Wayumba, R.N.; Jasper, N. and MWENDA, K.; 2006**. The Impact of Changing Land Tenure and Land Use on Wildlife Migration within Group Ranches in Kenya: A Case Study of the Amboseli Ecosystem, in Promoting Land Administration and Good Governance. Regional Conference Accra. Ghana. pp: 1-8.

۳۲. **Zeller, K.A.; McGariga, L.K. and Whiteley, A.R., 2012**. Estimating landscape resistance to movement. Journal of Landscape Ecology. Vol. 27, pp: 777-797.