پژوهش‌های محیط‌زیست، سال ۹، شماره ۱۸، پاییز و زمستان ۱۳۹۷، از صفحه ۱۸۹ تا ۲۰۰

بررسی مدل اشغال مرال (*Cervus elaphus*) در زیستگاه‌های جنگلی هیرکانی (مطالعه موردی: پارک ملی گلستان)

حسین وارسته مرادی*[۱]، طاهر سعدی‌زاده[۲]، محمود صوفی[۳]

۱ دانشیار گروه محیط‌زیست، دانشکده شیلات و محیط‌زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران
۲ دانش‌آموخته کارشناسی ارشد محیط‌زیست، دانشکده شیلات و محیط‌زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران
۳ دانش‌آموخته کارشناسی ارشد محیط‌زیست، ایران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۱/۰۵؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۷/۰۷/۰۹)

چکیده

حفظ تنوع‌زیستی یکی از اهداف اصلی حفاظت و مدیریت حیات‌وحش است و نابودی زیستگاه یکی از بزرگترین تهدیدها برای تنوع‌زیستی سراسر جهان شناخته شده است. گوزن‌ها دارای گونه‌های مختلفی در جهان هستند که در ایران فقط سه گونه از این خانواده وجود دارد و بزرگ‌ترین آن مرال است. این گونه جز گونه‌های پرچم‌دار محسوب می‌شود و بررسی وضعیت حفاظتی این گونه برای مدیریت اکوسیستم حایز اهمیت است. در پژوهش حاضر، مدل اشغال مرال در پارک‌ملی گلستان مورد بررسی قرار گرفت. عمده‌ترین اهداف انجام این پژوهش، بررسی مدل اشغال مرال و عوامل موثر بر میزان اشغال این گونه و تعیین مقدار اشغال مرال در گستره زیستگاه بود. در این تحقیق، منطقه مورد مطالعه بر پایه نقشه‌های GIS و با استفاده از ابزار هاوتس‌تولز به شبکه‌های ۳×۳ کیلومتری تقسیم شد. اندازه هر شبکه با فرض میزان جابه‌جایی گونه موردنظر انتخاب شد. درون هر شبکه سه ترانسکت خطی (هر یک از تراسکت‌ها به طول ۵۰۰ متر) با جهت شمالی-جنوبی و به‌صورت تصادفی سیستماتیک انتخاب شد. تاثیر نُه متغیر با میزان اشغال بررسی شد. نتایج نشان داد که مقدار اشغال ۰/۸۷ و نرخ کشف ۰/۸۱ بود. هم‌چنین، از بین نُه متغیر بررسی شده، چهار متغیر شامل فاصله از جاده، تنوع گونه‌های درختی، غنای گونه‌های درختی و فاصله از زمین‌های کشاورزی به‌عنوان موثرترین عوامل در نرخ اشغال و نرخ کشف مرال شناخته شد.

کلید واژه‌ها: تنوع زیستی، مرال، مدل اشغال، پارک ملی گلستان، هیرکانی

*نویسنده مسئول: Email: hvarasteh2009@yahoo.com

سرآغاز

در دهه‌های اخیر به‌منظور حل مشکلات تنوع‌زیستی، استفاده از روش‌های درست پایش به‌عنوان ابزاری کلیدی برای حفاظت از حیات‌وحش مورد توجه بوده است (Wilson, 1992; Royle & Nichols, 2003). مدل اشغال اشاره به کسری از واحدهای نمونه‌برداری در مقیاس سرزمین دارد، جایی‌که یک گونه منتخب در آنجا حضور می‌یابد (Macenzie et al., 2002). اگرچه روش‌هایی برای برآورد احتمال ردیابی در جهت بهبود برآورد حضور یا اشغال یک مکان کمتر مورد توجه بوده است، با این وجود مدل اشغال با فرضیاتی از قبیل ثبات در ردیابی یک گونه در یک زمان و مکان معین نسبت به روش‌های دیگر قابل تمایز است (Royle & Nichols, 2003). میزان اشغال زیستگاه اندازه‌گیری قابل قبول و منطقی را برای تخمین گونه‌های حیات‌وحش و خصوصا برای گونه‌هایی که احتمال ردیابی و شناسایی کمتری دارند، فراهم می‌کند (Bailey et al., 2004). در این میان، مدل اشغال با در نظر گرفتن تعداد افراد مشاهده شده و نیز افرادی که به‌واسطه شرایط زیستگاهی کشف و مشاهده نشده‌اند دارای دقت بالایی در تعیین عوامل مهم در انتخاب زیستگاه است (Royle & Link, 2005).

از مهم‌ترین عوامل در مدل اشغال، احتمال کشف یا ردیابی[۱] و احتمال اشغال[۲] است. اشغال گونه به معنای میزان اشغال مکان‌ها توسط یک گونه تعریف می‌شود. به‌طورکلی، میزان اشغال شدیدا تحت تاثیر داده‌های حضور است که خود عامل اشغال نیز وابسته به احتمال ردیابی گونه است (Macenzie, 2006). احتمال ردیابی به‌معنای احتمال مشاهده یک گونه بدون هرگونه خطا در مشاهده است. با این وجود، میزان ردیابی نکردن یک گونه در یک مکان مفروض می‌تواند به‌دلیل عدم حضور گونه در آن مکان باشد یا می‌تواند به حضور گونه و مشاهده نشدن و تشخیص اشتباه این گونه تحت تاثیر شرایط خاص زیستگاه، عدم توانایی مشاهده‌گر و رفتار خاص گونه در پنهان نمودن و مخفی شدن باشد (Macenzie et al., 2002). بنابراین، این شرایط ممکن است منجر به عدم کشف واقعی گونه و در نتیجه استدلال نادرست در رابطه با استدلال منطقی در مورد انتخاب زیستگاه گونه شود. در این شرایط استفاده از مدلی همانند مدل اشغال در جهت رفع این خطاها کمک شایانی در بررسی عوامل موثر بر اشغال گونه می‌کند (Royle & Nichols, 2003).

مدل اشغال با برآورد خام اشغال مکان‌های مورد بررسی به‌عنوان سطحی از زیستگاه که توسط گونه استفاده می‌شود است. البته باید توجه داشت که این تخمین مطابق با داده‌های حضور و عدم حضور است، به‌طوری که تعداد ثبت‌های حضور گونه را به کل تعداد واحد نمونه‌برداری تقسیم می‌کنند. میزان اشغال گونه را بدون در نظر گرفتن مقادیر احتمال ردیابی (P) محاسبه می‌کند. در واقع، این رابطه ساده و خام می‌تواند منجر به برآورد کمتر گونه شود. این امر منجر به «ردیابی غلط عدم حضور» می‌شود. از طرفی، این موضوع می‌تواند منجر به ردیابی غلط حضور شود. با این وجود، این مقدار می‌تواند به‌عنوان برآوردی کلی از درصد یا مقدار مکان‌های زیستگاه که توسط گونه استفاده شده است، مورد توجه باشد (Macenzie et al., 2002).

مطالعه‌های زیستگاهی گوزن مرال در ایران و جهان با استفاده از روش‌های مختلف انجام شده است. (Gholipour, 2012) مطالعه‌ای را با عنوان تعیین طبقه‌بندی حفاظتی مرال بر اساس معیارهای فهرست سرخ آی‌یوسی‌ان[۳] تحت شرایط عدم قطعیت (مطالعه موردی: شمال ایران) انجام داد. نتایج نشان داد بیش از ۷۵ درصد زیستگاه مطلوب مرال طی ده سال کاهش یافته است. نتایج طبقه‌بندی فازی تهدید مرال نشان داد وسعت پراکنش ۱۸ درصد و سطح اشغال ۷۸ درصد کاهش یافته است. با توجه به کاهش وسعت پراکنش گوزن مرال در ایران، در سطح ملی به‌عنوان گونه در خطر جدی انقراض پیشنهاد شده است. (Parvian et al., 2012) مطالعه‌ای با عنوان مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه مرال به روش تحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی[۴] در منطقه حفاظت شده جهان‌نما انجام دادند. نتایج نشان داد مهم‌ترین شاخص در پراکنش مرال در منطقه حفاظت شده جهان‌نما، فاصله از روستا است. پس از آن فاصله از شهر و جاده و منابع آبی از اهمیت بیشتری نسبت به سایر عوامل برخوردار بودند. (Carvalho et al., 2012) مطالعه‌ای را با عنوان مدل مطلوبیت زیستگاه برای مرال با استفاده از تجزیه و تحلیل چند معیاره مکانی با استفاده از GIS انجام دادند. نتایج نشان داد که مرال استفاده از مناطق دورتر از زمین‌های کشاورزی و جاده و روستاها را ترجیح می‌دهد. (Tapaliya, 2008) مطالعه‌ای را با عنوان آنالیز عوامل مربوط به پراکنش مرال در پارک‌ملی هوستای مغولستان انجام داد. نتایج نشان داد که احتمال بالای توزیع یافتن مرال در ارتفاع بالا، نزدیک به رودخانه، شیب بالا و دور بودن از جاده است.

استفاده از مدل اشغال گونه در مطالعه‌ها روی برخی از گونه‌های حیات‌وحش مانند ببر (Karanth et al., 2011)، گونه‌های مختلف حیات‌وحش (Goswami et al., 2015)، خرس (Puri et al., 2015)، پلنگ (Zeller et al., 2014) و جگوار (Petracca, 2010) در جهان مورد استفاده قرار گرفته است.

خانواده گوزن‌ها دارای ۴۴ گونه در جهان هستند که در ایران فقط سه گونه از این خانواده وجود دارد که بزرگ‌ترین آن مرال است (Firouz, 2009). این گونه جز گونه‌های پرچم‌دار محسوب می‌شود و بررسی و انجام مطالعه روی این گونه برای مدیریت اکوسیستم حایز اهمیت است (Simberloff, 1998). یکی از موثرترین، کاراترین و ارزان‌ترین ابزار مدیریتی- حفاظتی برای به‌دست آوردن وضعیت کنونی گونه منتخب، استفاده و به‌کارگیری روش مدل‌سازی اشغال است (Macenzie, 2006). چرا که، به‌دلیل انعطاف‌پذیری در فرضیه‌های روش و عملی بودن و برخورداری از تئوری (حضور و عدم حضور) مناسب آماری، این روش در مطالعه‌های حفاظتی منجر به استفاده مکرر آن نیز شده است. این مدل در چهار گروه توسعه یافته است که عبارتند از: ۱. تک گونه، تک فصل ۲. تک گونه، چند فصل ۳. چند گونه، تک فصل ۴. چند گونه، چند فصل (Macenzie, 2006). در مطالعه حاضر از گروه تک گونه، تک فصل استفاده شد.

مدیریت جمعیت گوزن‌ها و اثرات آن‌ها بر تنوع‌زیستی نیازمند دانش کافی در مورد فراوانی و الگوهای پراکنش در استفاده از زیستگاه است. گوزن‌ها به‌دلیل رفتار قلمروطلبی، بالا بودن اندازه گستره خانگی و هم‌چنین نیاز به داشتن محیطی مناسب برای پناه در فصل‌های تولیدمثل و جفت‌گیری، مبنای مناسبی برای ارتباط بین جانوران و پوشش گیاهی در محیط‌های جنگلی هستند. هم‌چنین، با توجه به توزیع و فراوانی، گوزن‌ها می‌توانند شاخص خوبی برای کیفیت محیط باشند. اهمیت گوزن‌ها در محیط‌های جنگلی به‌دلیل نقشی که در تنوع‌زیستی دارند بسیار مورد توجه مدیران جنگل است. گوزن مرال به‌عنوان بزرگ‌ترین گونه گوزن در ایران یک گونه حمایت شده در فهرست سازمان جهانی حفاظت از طبیعت قرار دارد (Ziaie, 2008). تحقیق موردنظر روی زیر گونه مرال (*Cervus elaphus maral*) به‌علت اهمیت و ویژگی‌های بوم‌شناختی و ارزش حفاظتی بالای آن در بخش مهم و شاخصی از جنگل‌های هیرکانی به نام پارک ملی گلستان انجام شد. برای انجام این پژوهش از مدل‌سازی اشغال زیستگاه که یکی از مـوثرترین و کارآمدتـرین روش‌های حفاظتـی در امر مدیـریت زیستگاه محسوب می‌شود، استفاده شد.

هدف از انجام این تحقیق تعیین مقدار استفاده از زیستگاه توسط گونه مرال و تعیین نرخ اشغال و نرخ کشف گوزن مرال بود. سوال‌هایی که این تحقیق به دنبال پیدا کردن پاسخ‌های آن بود این بود که آیا میزان اشغال در مکان‌های مختلف به طور منفی تحت‌تاثیر متغیرهای انسان محور قرار می‌گیرد؟ و نیز میزان اشغال گوزن مرال در گستره زیستگاه با چه متغیرهای محیطی همبستگی دارد؟

مواد و روش‌ها

گونه مورد مطالعه

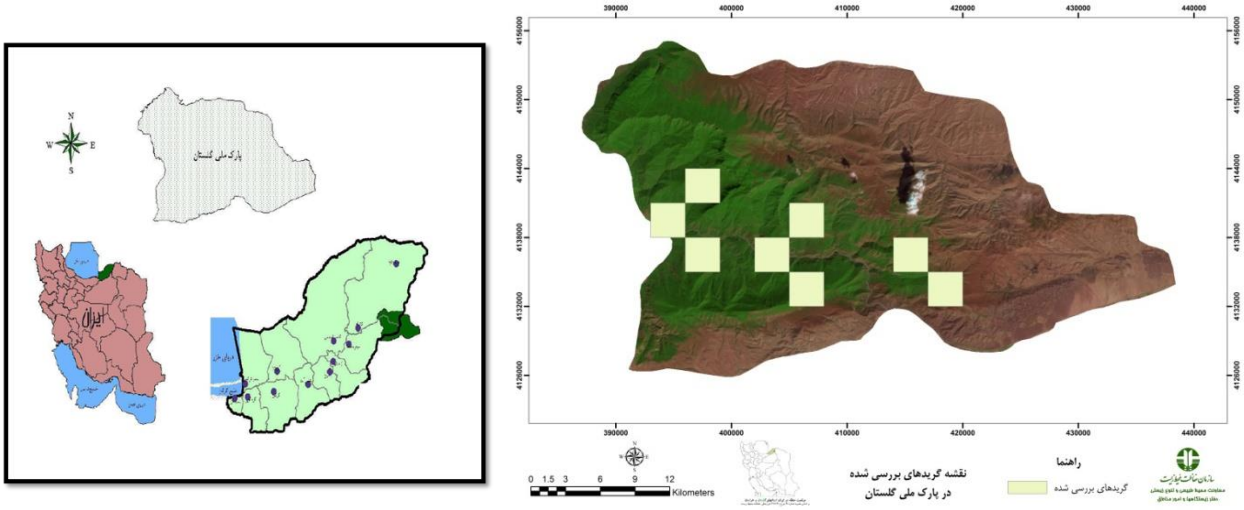
زیرگونه مرال از خانواده گوزن‌ها و راسته زوج‌سمان، دارای هشت زیرگونه در جهان است (Soufi, 2014). تمام مناطق جنگلی خزری از آستارا تا پارک ملی گلستان زیستگاه این گونه است (Ziaie, 2008). پراکنش جهانی آن شامل اروپا، شمال آفریقا، آسیا و امریکا است. زیرگونه مرال علاوه بر ایران فقط در ترکیه و قفقاز وجود دارد (Ziaie, 2008). علف‌زارهای جنگلی و نواحی بینابینی، زیستگاه‌های ترجیح داده شده توسط این گونه هستند (Luo & Li, 1998). این گونه معمولا شبگرد است. حس شنوایی و بویایی در این گونه قوی است. در تابستان و به‌خصوص در فصل جفت‌گیری مرال‌ها علاقه زیادی به مالیدن خود در لجن زارها دارند. معمولاً در اواخر غروب از جنگل خارج می‌شوند و تا اوایل صبح در زمین‌های باز چرا می‌کنند ولی روزها را در مناطق انبوه جنگلی به استراحت می‌پردازند (Ziaie, 2008). مرال عمدتا با توجه به کیفیت و فراهم بودن غذا در طی فصول مختلف رژیم غذایی خود را تغییر می‌دهد (Luo & Li, 1998) و از گیاهان مختلف از جمله گرامینه‌ها، فورب‌ها و بوته‌ها تغذیه می‌کند (Iravani et al., 2011). وضعیت حفاظتی مرال در سازمان جهانی حفاظت از طبیعت در رده LC[۶] است (Ziaie, 2008)، اما با توجه به کاهش وسعت پراکنش گونه در ایران، در سطح ملی به عنوان گونه در خطر جدی انقراض CR[۷] پیشنهاد شده است (Gholipour, 2012).

منطقه مورد مطالعه و روش نمونه‌برداری

پارک ملی گلستان در شمال شرق ایران و شرق استان گلستان، شمال‌غربی استان خراسان شمالی و شمال استان سمنان قرار گرفته است. پارک ملی گلستان یک منطقه کوهستانی است که در

شرقی‌ترین امتداد رشته کوه البرز و امتداد غربی کوه‌های خراسان- کپه‌داغ قرار گرفته است (Akhani, 2004).

به‌منظور جمع‌آوری اطلاعات مورد نیاز در پارک ملی گلستان، نمونه‌برداری در طول یک سال (۱۳۹۳) انجام شد. در این تحقیق منطقه مورد مطالعه بر پایه نقشه‌های GIS و با استفاده از ابزار هاوتس‌تولز[8] به شبکه‌های ۳×۳ کیلومتری تقسیم شد و اندازه هر شبکه با فرض میزان جابه‌جایی گونه موردنظر انتخاب شد (Karanth et al., 2011). از بین تمام شبکه‌ها، تعداد هشت شبکه انتخاب شد (شکل۱).



شکل (۱): نقشه شبکه‌های بررسی شده در پارک‌ملی گلستان

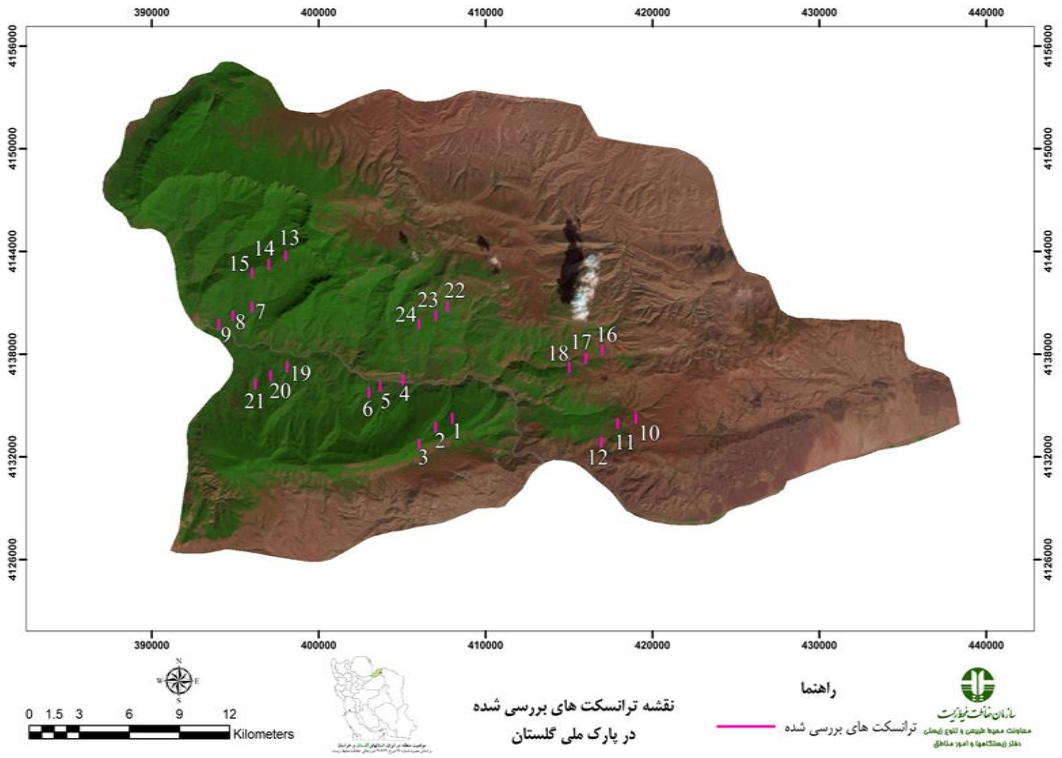
درون هر هشت شبکه سه ترانسکت خطی و هر یک به طول ۵۰۰ متر، با جهت شمالی-جنوبی و به‌صورت تصادفی سیستماتیک انتخاب شد به‌طوری که هر ترانسکت از ترانسکت مجاورش ۱۰۰۰ متر فاصله داشت. ترانسکت‌ها طوری قرار گرفتند که اولاً تمام بخش‌های مورد بررسی را پوشش دهند و ثانیاً تیپ‌های گیاهی و پستی بلندی‌های مختلف در طول مسیر را در برگیرند. هر یک از ترانسکت‌ها در طول یک سال نمونه‌برداری سه بار (بهار، تابستان و پاییز) بررسی شدند. در هر بررسی، ثبت گونه‌ها بر پایه سرگین‌های تازه از جانور و نیز مشاهده مستقیم جانور بود. به این ترتیب، تعداد ۲۴ ترانسکت با مجموع طول ۳۶ کیلومتر طی یک سال مورد بررسی قرار گرفت (شکل ۲). مطالعات میدانی در طول روز و از ساعت نُه صبح لغایت سه بعد از ظهر در شرایط جوی مساعد و عدم بارندگی و وزش باد شدید صورت گرفت.

در مدل اشغال، حضور جانور به‌صورت حضور (Ψ=1) و عدم حضور (Ψ =۰) ثبت می‌شود. اما، مشاهده مستقیم گونه منتخب یا سرگین جانور به‌دلیل ویژگی‌های محیطی (شب‌گرد بودن، پوشش گیاهی، عدم مهارت مشاهده‌گر و فصل) می‌تواند توسط مشاهده‌گر دیده نشود و منجر به ثبت عدم حضور شود در حالی که، این به معنی عدم حضور گونه نخواهد بود. بلکه حضور گونه به واسطه عوامل مختلف کشف نشده است. به این نوع داده کشف ناقص اطلاق می‌شود. از سوی دیگر، نمایه جانور ممکن است، به اشتباه توسط مشاهده‌گر شناسایی شده باشد که متعلق به گونه دیگری باشد. در این صورت داده ثبت شده معروف به کشف مثبت است (Macenzie, 2006). بنابراین، مدل اشغال با داده‌هایی که شدیدا با عدم قطعیت همراه است سر و کار دارد. در این مدل نویسندگان سعی کرده‌اند، هر نوع گزارش از حضور و هم‌چنین، عدم حضور گونه بر اساس نرخ کشف و با مدنظر قرار دادن متغیرهای بالقوه موجود در مکان موردنظر گزارش دهند.

برای به‌دست آوردن تعداد و نوع گونه‌های درختی در هر ترانسکت از روش پلات‌زنی استفاده شد (Krebs, 2001). اطلاعات کمّی به‌دست آمده مربوط به هر پلات شامل مجموع داده‌های گونه‌های مختلف با کمک نرم‌افزار اکسل محاسبه و سپس با استفاده از نسخه ۶ نرم‌افزار بوم‌شناسی کربز مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. برای به‌دست آوردن تنوع گونه‌های درختی از شاخص

شنون–وینر که متداول‌ترین راه برای اندازه‌گیری تنوع است، استفاده شد. برای محاسبه غنای گونه‌های درختی از روش جزء نادر[۹] استفاده شد (Karimi et al., 2012). با استفاده از دستگاه GPS و نرم‌افزار گوگل‌ارس[۱۰] چهار متغیر پیش‌بینی‌کننده انسانی که شامل نزدیک‌ترین فاصله از روستا، نزدیک‌ترین فاصله از پاسگاه محیط‌بانی، نزدیک‌ترین فاصله از جاده اصلی و نزدیک‌ترین فاصله از زمین کشاورزی (Petracca, 2010) بودند محاسبه شدند.

دو متغیر پیش‌بینی‌کننده محیط‌زیستی که شامل نزدیک‌ترین فاصله از منابع آبی (چشمه‌ها و رودخانه‌ها) و ارتفاع از سطح دریا (Petracca, 2010) بود با به‌کارگیری نرم‌افزار Google Earth و دستگاه GPS محاسبه شدند. هم‌چنین، برای اندازه‌گیری شاخص اختلاف نرمال از لایه NDVI[۱۱] پارک‌ملی گلستان در نرم‌افزار ArcGIS۹,۳ استفاده شد.



شکل (۲): نقشه ترانسکت‌های بررسی شده در پارک‌ملی گلستان

روش تجزیه و تحلیل داده‌ها

پرزنس[۱۲] نرم‌افزاری است که در وهله اول برای مدل‌های مناسب اشغال (داده‌های کشف و غیرقابل کشف) توسعه داده شده است (Hines, 2006). متغیرهای ثابت در هر بازدید برای هر یک از گونه‌ها به‌صورت جداگانه برای هر ترانسکت ثبت شدند. برای محاسبه مدل اشغال گونه منتخب، مدل اشغال در محیط نرم‌افزار Presence- ver.10.2.- Open resource قابل دسترس در وب‌سایت (USGS) از مدل اشغال یک فصل- یک گونه و عملکرد حداکثر احتمال برای محاسبه احتمال ردیابی و احتمال اشغال مکان‌ها توسط این گونه بهره گرفته شد (Macenzie et al., 2002). وابستگی حضور گونه فقط با در نظر گرفتن متغیرهای ثابت و تغییرپذیر زیستگاه اجرا شد. پس از انجام آنالیزهای موردنظر در نرم‌افزار، با استفاده از تئوری اطلاعات آکائیکه بهترین مدل انتخاب شد (Macenzie, 2006).

یافته‌ها

در طول یک سال بررسی، تعداد ۲۱ ترانسکت (از ۲۴ ترانسکت) توسط گونه اشغال شده بود. نتایج حاصل از پایش ترانسکت به قرار جدول (۱) است.

جدول (۱): نتایج حاصل از پایش ترانسکت‌ها (اشغال مرال= ۱ و عدم اشغال مرال= ۰)

شماره ترانسکت	احتمال اشغال مرال	شماره ترانسکت	احتمال اشغال مرال
۱	**۱**	۱۳	**۱**
۲	**۱**	۱۴	**۱**
۳	**۱**	۱۵	**۱**
۴	**۱**	۱۶	**۱**
۵	**۱**	۱۷	**۱**
۶	**۱**	۱۸	**۱**
۷	**۱**	۱۹	**۱**
۸	**۱**	۲۰	**۱**
۹	**۱**	۲۱	**۰**
۱۰	**۰**	۲۲	**۱**
۱۱	**۱**	۲۳	**۱**
۱۲	**۰**	۲۴	**۱**

هم‌چنین، تنوع و غنای گونه‌های درختی در نرم‌افزار بوم‌شناسی کربز محاسبه شدند. برای به‌دست آوردن تنوع گونه‌های درختی از شاخص شنون–وینر که متداول‌ترین راه برای اندازه‌گیری تنوع است، استفاده شد. برای محاسبه غنای گونه‌های درختی از روش جزء نادر استفاده شد (Karimi et al., 2012) که نتایج آن به قرار جدول (۲) است.

جدول (۲): نتایج شاخص‌های تنوع و غنای گونه‌های درختی

شماره ترانسکت	شاخص تنوع شنون–وینر	شاخص غنای گونه‌ای	شماره ترانسکت	شاخص تنوع شنون–وینر	شاخص غنای گونه‌ای
۱	۲/۰۴	۴/۲۰۴	۱۳	۲/۴۴۶	۵/۰۶۵
۲	۱/۵۸۱	۳/۲۴۵	۱۴	۱/۶۷۷	۶
۳	۳/۱۷	۷/۳۵۲	۱۵	۱/۷۹	۴
۴	۱/۹۲۴	۳/۸۶۴	۱۶	۰	۴
۵	۱/۵۶۹	۳/۷۱۳	۱۷	۲/۴۱۴	۳
۶	۲/۶۵۹	۵/۷۲۲	۱۸	۳/۴۱۴	۵/۳۴
۷	۲/۲۱۸	۴/۴۶۱	۱۹	۳	۶/۹۹۱
۸	۱/۲۶۸	۲/۸۷۹	۲۰	۱/۸۲۶	۳/۶۶۳
۹	۱/۵۳۳	۳/۳۵۱	۲۱	۱/۴۳	۳/۴۱۷
۱۰	۰	۰	۲۲	۱/۹۳	۴/۲۳۴
۱۱	۱/۳۶۶	۳/۷۲۷	۲۳	۱/۶۱۵	۳/۳۴۳
۱۲	۲/۲۱۷	۲/۸۷۳	۲۴	۱/۵۲۲	۳/۴۲۸

در مجموع، ۵۸ مدل بالقوه از متغیرها با نرم‌افزار پرزنس محاسبه شد. این‌که چند نوع ترکیب مدل باید از پارامترهای (Site covariate) انتخاب شوند، ابتدا در نرم‌افزار هر دو پارامتر (Psi- probability of occupancy) و (Probability of P-detection) به‌صورت ثابت در نظر گرفته شدند. سپس سایر ترکیب‌های مدل‌ها با استفاده از نرم‌افزار R-vr.2.13.0 به‌دست آمد. در این تحقیق تعداد ۵۸ مدل مختلف پیش‌بینی شد. به ترتیب یک تعداد مدل برای اشغال (Psi=Ψ) ،p (0) با ثابت گرفتن نرخ کشف P(0) و اضافه و ترکیب کردن متغیرهای مکان‌ها برای اشغال اجرا شد. در سری مدل بعدی، این‌بار نرخ کشف با متغیرها همراه بود و نرخ اشغال ثابت Psi(0) در نظر گرفته شد. در مرحله پایانی، برای هر دو پارامتر نرخ کشف P (Covariate) و اشغال Psi (Covariate) متغیرها ترکیب شدند. تعداد ۵۸ مدل از نرم‌افزار پرزنس به‌دست آمد که به اختصار ۱۰ مدل اول به قرار جدول (۳) است.

جدول (۳): تعداد ۱۰ مدل بالقوه اشغال مرال در پارک‌ملی گلستان. وزن مدل (W)، تعداد پارامترهای مدل (K)، فاصله تا جاده (DR)، تنوع گونه‌های درختی (PD)، غنا گونه‌های درختی (PR)، فاصله تا زمین کشاورزی (DC)، شاخص اختلاف نرمال (NDVI)، احتمال اشغال (Psi)، احتمال کشف(P)

Model	ΔAICc	W	K	2Log (L)	شماره مدل
psi(DR+PD+PR+DC), p(.)	۰	۰/۳۴۳	۶	۵۰/۹۱	۱
psi(DR+PD+PR+DC),p(DR+PD+PR+DC)	۱/۸۴	۰/۱۳۷	۱۰	۴۴/۷۵	۲
psi(PR), p(.)	۲/۹۸	۰/۰۷۷	۳	۵۹/۸۹	۳
psi(.), p(DR)	۲/۹۸	۰/۰۷۷	۳	۵۹/۸۹	۴
psi(DR+PD+PR+DC), p(DR+PR)	۳/۵۱	۰/۰۵۹	۸	۵۰/۴۲	۵
psi(DR+PD+DR), p(.)	۴/۳۰	۰/۰۴۰	۵	۵۷/۲۱	۶
psi(PR), p(PR)	۴/۶۷	۰/۰۳۳	۴	۵۹/۵۸	۷
psi(DR+PD+PR+DC), p(DR+DC)	۴/۷۷	۰/۰۳۱	۸	۵۱/۶۸	۸
psi(PR), p(DR)	۴/۹۷	۰/۰۲۸	۴	۵۹/۸۸	۹
psi(DR+PD+PR+DC+DV), p(DR+PD+PR+DC+DV)	۵/۲۹	۰/۰۲۴	۱۲	۴۴/۲۰	۱۰

در نهایت، ۲ مدل مناسب با استفاده از تئوری اطلاعات آکائیکه و با در نظر گرفتن کمینه دلتای مدل‌ها که باید کمتر از ۲ باشد و وزن آکائیکه رتبه‌بندی شدند (Macenzie, 2006) که به قرار جدول (۴) است.

جدول (۴): بهترین مدل‌های انتخاب شده از ۵۸ مدل بالقوه اشغال مرال در پارک ملی گلستان

Model	ΔAICc	W	K	-2Log (L)	شماره مدل
psi(DR+PD+PR+DC), p(.)	۰	۰/۳۴۳	۶	۵۰/۹۱	۱
psi(DR+PD+PR+DC), p(DR+PD+PR+DC)	۱/۸۴	۰/۱۳۷	۱۰	۴۴/۷۵	۲

اما چون دو مدل برتر، از نظر میزان پارمترهای به‌دست آمده رقیب هستند، مثلاً هر دو مدل رقیب در میزان نرخ کشف و اشغال حاصل شده نتایج تقریبا مشابهی را نشان می‌دهند و این از طریق معیار آکائیکه قابل سنجش نیست، بنابراین، مدل‌های ۱ و ۲ را بر اساس نسبت احتمالات[۱۳] و آزمون آماری[۱۴] مورد ارزیابی قرار دادیم. با توجه به مدل‌های به‌دست آمده و آزمون نتایج حاصل شده، اختلاف قابل توجهی بین مدل برتر اول (ΔAIC=۰/۰۰) با وزن ۰/۳۴۳ و مدل دوم (ΔAIC =۱/۸۴) با وزن ۰/۱۳۷ وجود دارد. اگر چه هنوز شواهدی وجود دارد که نشان می‌دهد مدل اول بهترین مدل نخواهد بود (به‌دلیل این که مدل دوم هنوز دارای سطح منطقی و

کافی از حمایت وزن معیار آکائیکه برخوردار است)، اما به‌طورکلی شواهد نشان می‌دهد که احتمال نرخ کشف ثابت است. از طرفی، مدل دوم نیز نشان می‌دهد که نرخ کشف در ۳ دوره بررسی مرال با میزان کمتری تحت تاثیر متغیرها قرار گرفته است. اما برای اطمینان از تفاوت معنی‌داری مدل و این که آیا نرخ کشف در بررسی‌های مختلف متغیر بوده است یا خیر، یک آزمون از نرخ احتمال با مطرح کردن فرض صفر که در آن نرخ کشف (P) ثابت باشد مورد آزمون قرار گرفت. اما در فرض مخالف در هر سه بررسی نرخ کشف با نوسان و توام با تغییر در نظر گرفته شد. حال، با در نظر گرفتن مقادیر به‌دست آمده در مدل نتیجه می‌گیریم که مقدار عددی P =۰/۱۴۸۵ به‌دست آمده شواهد کافی برای رد فرض صفر وجود ندارد. بنابراین، فرض صفر پذیرفته نمی‌شود و نتیجه می‌گیریم که بررسی‌ها با تغییرات همراه بوده است. مقدار برآورد خام دو مدل برتر به قرار جدول (۵) است.

جدول (۵): مقدار برآورد خام دو مدل برای ۲۴ ترانسکت بررسی شده

شماره مدل	مقدار برآورد خام
مدل اول	۰/۸۷
مدل دوم	۰/۸۷

هم‌چنین، با توجه به مقدار C-hat =۱/۴۵>۱، مقدار C اگر بیشتر از ۱ باشد تغییرات مشاهده‌ها بسیار بالاتر از آن مقداری است که در مدل انتظار آن می‌رفته است. با توجه به فرمول ارزیابی مدل:

$$\hat{c} = \frac{X^{2}_{Obs}}{\overline{X}_{B}^{2}}$$

X^{2}_{Obs}:Average of test statistic

Test statistic : $\overline{X}_{B}^{2}$

اما در مدل دوم مقدار C –hat =۱/۰۰ مساوی عدد ۱ است. به عبارت دیگر، مدل از داده‌های با تغییرات کمتری برخوردار بوده است. اصولا در انتخاب بهترین مدل، مدلی پیشنهاد می‌شود که اولا مقدار عدد C=hat آن نزدیک یا مساوی یک باشد و ثانیا مدل از بیشترین تعداد پارامتر برخوردار باشد. در مدل دوم مقدار پارامتر شرکت‌کننده در ارزیابی مدل بیشتر از مدل اول است. اگر چه وقتی به‌میزان وزن و دلتای آکائیکه نگاه کنیم مدل اول برتر است. اما در واقع با ارزیابی‌های پیشنهاد شده از (Macenzie, 2006) در ارزیابی، از میان ۲ مدل نهایتا رای به مدل دوم داده می‌شود.

نتایج مدل اشغال نشان می‌دهد که در مدل دوم (مطلوب‌ترین مدل)، اشغال ترانسکت‌ها رابطه منفی با عوامل فاصله از جاده و تنوع گونه‌های درختی دارد. این مدل رابطه مثبت با عوامل غنای گونه‌های درختی و فاصله از زمین‌های کشاورزی دارد. در مدل اول که به‌عنوان مدل موثر برای این گونه محسوب می‌شود، عامل فاصله از جاده رابطه منفی با مدل اشغال گونه موردنظر دارد. عوامل تنوع و غنای گونه‌های درختی و فاصله از زمین‌های کشاورزی رابطه مثبت دارد. هم‌چنین، امکان کشف در مدل دوم با عوامل فاصله از جاده و غنای گونه‌های درختی رابطه منفی و با تنوع گونه‌های درختی و فاصله از زمین کشاورزی رابطه مثبت دارد. در مدل اول که به‌عنوان یکی از مدل‌های موثر برای مرال محسوب می‌شود، امکان کشف با هیچ‌یک از عوامل رابطه‌ای نداشت. نتایج اثر عوامل در مدل‌های اشغال به قرار جدول‌های (۶ تا ۸) است.

جدول (۶): اثر متغیرها در میزان اشغال مرال در مدل دوم (مطلوب‌ترین مدل)

متغیرها	تخمین	خطای استاندارد
فاصله از جاده	-۸۶۳/۱۱۶	۶/۱۶۵
تنوع گونه‌های درختی	-۵۶۰/۷۸۲	۱۱/۹۰۸
غنای گونه‌های درختی	۱۳۴۳/۹۸۲	-۱/۰۰۸
فاصله از زمین کشاورزی	۵۴۹/۴۰۲	۴/۳۷۹

جدول (۷): اثر متغیرها بر امکان کشف مرال در مدل دوم (مطلوب‌ترین مدل)

متغیرها	تخمین	خطای استاندارد
فاصله از جاده	−۰/۰۱۸	۰/۲۹۷
تنوع گونه‌های درختی	۱/۷۶۰	۱/۱۷۸
غنای گونه‌های درختی	−۱/۰۷۸	۰/۶۶۱
فاصله از زمین کشاورزی	۰/۲۸۳	۰/۱۹۷

جدول (۸): اثر متغیرها بر میزان اشغال مرال در مدل اول

متغیرها	تخمین	خطای استاندارد
فاصله از جاده	−۳۱۵/۲۸۴	۵۵۶۱/۲۱۷
تنوع گونه‌های درختی	۲۶/۵۷۰	۲۰۴۳۵۱/۲۴۳
غنای گونه‌های درختی	۲۲۰/۲۸۰	−۱/۱۱۸
فاصله از زمین کشاورزی	۲۸۰/۰۲۴	۳۰۸۵/۵۶۸

بحث و نتیجه‌گیری

نابودی زیستگاه به‌عنوان بزرگترین عامل تهدیدکننده تنوع‌زیستی معرفی شده است به شکلی که نابودی زیستگاه سبب انقراض بخش بزرگی از گونه‌ها محسوب می‌شود، بنابراین، زیستگاه به‌عنوان یکی از مهم‌ترین عوامل در حفاظت از گونه‌ها مطرح است (Akbari et al., 2008). امروزه روابط بین گونه و زیستگاه محوریت مطالعه‌های بوم‌شناسی را تشکیل داده و بیشترین اهمیت را در امر حفاظت و برنامه‌ریزی به خود اختصاص داده است (Morrison et al., 1992). اولین گام برای مدیریت موثر هر گونه مستلزم داشتن دانش صحیحی از چگونگی توزیع و درصد استفاده گونه از کل منطقه مورد حفاظت است (Karanth et al., 2004).

نتایج حاصل از بررسی ترانسکت‌ها نشان داد که مقدار برآورد خام و مقدار اشغال زیستگاه معادل ۰/۸۷ و نرخ کشف معادل ۰/۸۱ برای مرال بود. نرخ مقادیر به‌دست آمده از تجزیه و تحلیل نتایج، بسیار بالا بود. این مقادیر بالا، نشان‌دهنده این موضوع است که میزان اشغال زیستگاه توسط مرال در محدوده زیستگاه خود در پارک ملی گلستان بالا است. به‌عبارت دیگر، مقدار زیاد این نرخ نشان‌دهنده این است که زیستگاه مورد مطالعه در پارک ملی گلستان، این گونه را به‌خوبی حمایت کرده و نیازهای گونه را برطرف می‌کند و زیستگاه مناسبی برای مرال است.

برای مدل اشغال، تعداد ۵۸ مدل بالقوه از تجزیه و تحلیل نرم‌افزار پرزنس به‌دست آمد. از مدل‌های بالقوه به‌دست آمده، دو مدل که دلتا آکائیکه آن کمتر از ۲ بود به‌عنوان بهترین مدل‌ها انتخاب شدند (Macenzie, 2006). تاثیر نُه متغیر در مدل اشغال مرال در پارک ملی گلستان بررسی شد که از بین نُه متغیر بررسی شده، چهار متغیر به‌عنوان موثرترین عوامل در نرخ اشغال و نرخ کشف مرال شناخته شد. این متغیرها شامل فاصله از جاده، تنوع گونه‌های درختی، غنای گونه‌های درختی و فاصله از زمین‌های کشاورزی بود. دو متغیر فاصله از جاده و تنوع گونه‌های درختی دو عاملی بودند که با میزان اشغال مرال در منطقه مطالعاتی تاثیر منفی داشتند. رابطه منفی بین متغیر تنوع گونه‌های درختی با نرخ اشغال نشان‌دهنده آن است که هر جا تنوع گیاهی بالا است نرخ اشغال بسیار پایین است. هم‌چنین، رابطه منفی بین متغیر فاصله از جاده و میزان اشغال نشان‌دهنده این موضوع است که میزان اشغال مرال به‌شدت تحت تاثیر جاده است. هر چقدر فاصله مکان‌های نمونه‌برداری به جاده نزدیک‌تر باشد نرخ اشغال کمتر است که علت این امر می‌تواند کاهش امنیت در نزدیکی جاده باشد. فعالیت‌های انسانی یکی از عوامل مهم و تاثیرگذار استفاده از فضا توسط مرال است (Jiang et al., 2009). نتایج به‌دست آمده با نتایج مطالعه Thapaliya (2008) مطابقت داشت. دو عامل غنای گونه‌های درختی و فاصله از زمین‌های کشاورزی رابطه مثبتی با میزان اشغال داشتند. به‌عبارت دیگر، با افزایش غنای درختی میزان اشغال افزایش می‌یابد. هم‌چنین، با افزایش فاصله از زمین‌های کشاورزی میزان اشغال افزایش می‌یابد یعنی مرال مناطقی که فاصله زیادی از زمین‌های کشاورزی دارد را انتخاب نموده و تمایلی

به اشغال زمین‌های کشاورزی ندارد که با نتایج به‌دست آمده از مطالعه (Luo & Li, 1998; Carvalho et al., 2012) مطابقت داشت.

در این پژوهش به بررسی مدل اشغال زیرگونه مرال در پارک ملی گلستان پرداخته شد. میزان اشغال مرال در منطقه مورد مطالعه مقدار بالایی بود و این نشان‌دهنده این موضوع بود که زیستگاه به خوبی، گونه موردنظر را حمایت می‌کند. نتایج تحقیق نشان داد که عوامل انسان‌ساخت مانند جاده و نیز تغییر کاربری سرزمین به کشاورزی می‌تواند اثر منفی بر حضور و اشغال زیستگاه توسط مرال داشته باشد. در نقطه مقابل غنای گونه‌های درختی تاثیر مثبتی در اشغال زیستگاه داشت.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله نویسندگان این مقاله مراتب تشکر و قدردانی خود را از مدیریت و محیطبانان پارک‌ملی گلستان بابت تسهیل این پژوهش اعلام می‌دارند.

یادداشت‌ها

1. Detection
2. Occupancy
3. International Union for Conservation of Nature
4. Ecological Niche Factor Analysis
5. Garo Hills
6. Least Concern
7. Critically Endangered
8. Hawths Tools
9. Rarefraction
10. Google Earth
11. Normalized Difference Vegetation Index
12. Presence
13. Likelihood Ratio
14. Test Statistic

فهرست منابع

Akbari, H.; Behruzirad, B. & Hassanzadeh Kiabi, B. 2008. Investigation on Habitat Suitability of *Gazella Subgutturosa* in Kalmand-Bahadoran Protected Area in Yazd Province. Journal of Environmental studies, 34 (46): 113-118. (in Persian).

Akhani, H. 2004. The Illustrated Flora of Golestan National Park.Vol (1), Tehran University, Tehran. 590 pp. (in Persian).

Bailey, L.L.; Simons, T.R. & Pollock, K.H. 2004. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. Ecological Applications, 14(3): 692-702.

Carvalho, J.L.; Martins, L.; Silva, J.P.; Santos, J.; Torres, R.T. & Fonseca, C. 2012. Habitat suitability model for Red deer (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758): spatial multi-criteria analysis with GIS application. Galemys, 24: 47-56.

Firouz, E. 2009. Wildlife of Iran. University Publication Center. 506pp. (in Persian).

Gholipour, M. 2012. Determination of the red deer (*Cervus elaphus maral*) Protection Class based on the IUCN Red List criteria under uncertainty conditions (Case Study: North of Iran). Master's thesis on the environmental Sciences. Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources. 179 pp. (in Persian).

Goswami, V.R.; Medhi, K.; Nichols, J. & Oli, M. 2015. Mechanistic understanding of human–wildlife conflict through a novel application of dynamic occupancy models. Conservation Biology, 29(4): 1100-1110.

Hines, J.E. 2006. Program PRESENCE (Version 3.0 BETA). http://www.mbr-pwrc.usgs. gov/software/doc /presence/presence.html.

Iravani, M.; Schütz, M.; Edwards, P.J.; Risch, A.C.; Scheidegger, C. & Wagner, H.H. 2011. Seed dispersal in Red deer (*Cervuse laphus*) dung and its potential importance for vegetation dynamics in subalpine grasslands. Basic Applied Ecology , 12 (6): 505-515.

Jiang G.; Ma, J.; Zhang, M. & Stott, P. 2009. Multiple spatial-scale resource selection function models in relation to human disturbance for moose in northeastern China. Ecological Research, 24: 423-440.

Karanth. K.U.; Gopalaswamy, A.M.; Kumar, N.S.; Vaidyanathan, S.; Nichols, J.D. & MacKenzie, D.I. 2011. Monitoring carnivore populations at the landscape scale: occupancy modeling of tigers from sign surveys. Journal of Applied Ecology, 48(4): 1048-1056.

Karanth, K. U.; Nichols, J.D.; Kumar, N. S.; Link, W.A. & Hines, J. E. 2004. Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. Proceeding Nattional Academic Science, 101: 4854–4858.

Karimi, S.; Varasteh Moradi, H. & Ghadimi, M. 2012. Study on differences in biodiversity Indices of bird community at different vegetation types in Shast-Kalate forest, Gorgan. Journal of Conservation and Utilization of Natural Resources, 1(1): 1-18. (in Persian).

Krebs, C.J. 2001. Ecological methodology. University of British Columbia, 607p.

Luo, L. & Li, F. 1998. "Seasonal composition and quality of Red deer *(Cervus elaphus*) diets in northeastern China". Acta Theriol, 43 (1): 77-94.

Macenzie, D.I. 2006. Modeling the probability of resource use: The effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. Journal of Wildlife Management, 70: 367-374.

Macenzie, D.I.; Nichols, J.D.; Lachman, G.B.; Droege, S.; Royle, J.A. & Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology, 83 (8): 2248-2255.

Morrison, M.L.; Marcot, B.G. & Mannan, R.W. 1992. Wildlife-habitat relationships: Concepts and applications. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, USA. 416 PP.

Parvian, N.; Salman Mahini, A. & Varasteh Moradi, H. 2012. Habitat suitability modeling of red deer (*Cervus elaphus*) using ENFA (Ecological Niche Factor Analysis) in Jahan Nama Protected Area. Proceedings of the Third National Conference on Combating Desertification and Sustainable Development of Iran's Desert Lagoons. Arak, 130-134. (in Persian).

Petracca, L. 2010. Use of site occupancy modeling to delineate a Jaguar coddidor in southern Belize. M.Sc. Thesis. Nicholas School of the Environment of Duke University. 50 pp.

Puri, M.; Srivathsa, A.; Karanth, K.; Kumar, N.S. & Karanth, K.U. 2015. Multiscale distribution models for conserving widespread species: the case of sloth bear *Melursus ursinus* in India. Diversity and Distributions, 21 (9): 1087-1100.

Royle, J.A. & Nichols, J.D. 2003. Estimating abundance from repeated presence– absence data or point counts. Ecology, 84 (3): 777–790.

Royle, J.A., & Link, W.A. 2005. A general class of multinomial mixture models for anuran calling survey data. Ecology, 86 (9): 2505-2512.

Simberloff, D.D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? Biological Conservation, 83(3): 247-257.

Soufi, M. 2014. Study of the diet of red deer in Golestan National Park using dung degradation method. Bachelor Project. University of Environmental Sciences. 54 pp. (in Persian).

Thapaliya, K. 2008. Analysis of factors related to the distribution of Red deer (*Cervus elaphus*L.) in Hustai National Park, Mongolia. M.Sc. Thesis. International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation. 50 pp.

Wilson, E.O. 1992. The diversity of life. Belknap, Harvard University, Cambridge, Masschusetts, USA. 440 PP.

Zeller, K.A.; Nijhawan, S.; Salom-Pérez, R.; Potosme, S. & Hines, J. 2011. Integrating occupancy modeling and interview data for corridor identification: A case study for jaguars in Nicaragua. Biological Conservation, 144(2): 892–901.

Ziaie, H. 2008. A Field Guide to the Mammals of Iran. 1th Edition, Iran Wildlife Center, Tehran. 419 pp. (in Persian).