

## تعیین مطلوبیت زیستگاه شوکا (*Capreolus Capreolus*) در شمال ایران با استفاده از رویکرد مدل سازی تجمعی

- شیرین محمودی: گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران
- افشین علیزاده شعبانی\*: گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران
- مهرشاد زین العابدینی: پژوهشگاه بیوتکنولوژی کشاورزی ایران، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران
- سهراب اشرفی: گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران
- اولیاقلی خلیلی پور: گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی دریا، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، خرمشهر، ایران

تاریخ دریافت: مهر ۱۳۹۸ تاریخ پذیرش: دی ۱۳۹۸

### چکیده

مدل سازی پراکنش گونه ابزار مهم و ضروری برای مدیریت و حفاظت از شوکا به عنوان یک گونه مخفی کار و گیاه خوار حفاظت شده ملی در ایران است. در این پژوهش با استفاده از بسته Biomod2 و روش مدل سازی تجمعی و تعداد ۹۱ داده حضور گونه شوکا و عوامل محیطی و انسانی، مدل تجمعی مطلوبیت زیستگاه براساس شش الگوریتم مدل توزیع گونه در منطقه مورد مطالعه با وسعت ۷۴۰۰۰ کیلومتر مربع تهیه شد. در این مطالعه AUC مدل تجمعی معادل ۰/۹۷ بود که نشان دهنده عملکرد عالی مدل است. نتایج این مطالعه ۱۵ درصد از منطقه مطالعاتی را دارای مطلوبیت کافی برای گونه شوکا شناسایی کرد. همچنین نتایج نشان داد که متغیرهای کاربری سرزمین (۲۹٪) و ارتفاع (۲۹٪) بیشترین تأثیر و پس از این متغیرها دمای حداکثر در گرمترین ماه (۱۷٪) و شیب (۱۱٪) اهمیت بالایی بر حضور این گونه دارد. متغیرهای انسانی توانستند در مدل سازی تأثیر بالایی بر پراکنش گونه از خود نشان دهند. شوکا مناطق جنگلی متراکم را به علت کاهش قابلیت مشاهده شدن و همچنین وجود پناه و غذایی کافی، ترجیح می دهد.

**کلمات کلیدی:** شوکا، مطلوبیت زیستگاه، مدل تجمعی، ایران، مدل سازی پراکنش گونه



## مقدمه

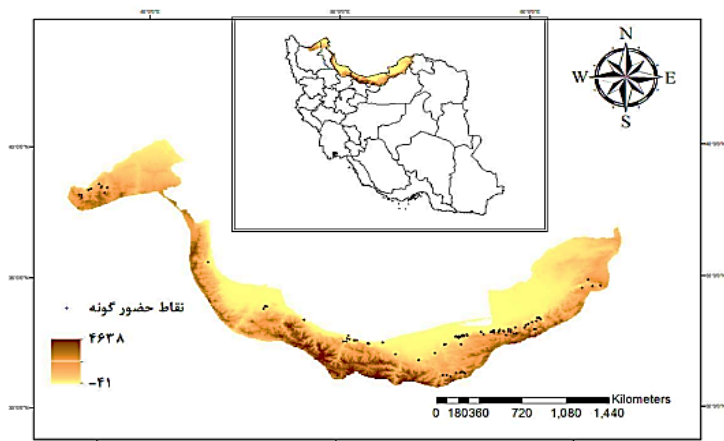
Guisan و همکاران، ۲۰۰۷). بررسی‌ها نشان می‌دهند که انتخاب روش مدل‌سازی می‌تواند موجب نیم تا ۳/۴ از عدم قطعیت در نتایج شود (Buisson و همکاران، ۲۰۱۰). به این معنی که با انتخاب روش درست می‌توان قطعیت و دقت مدل را بالا برد. در مطالعه‌ای از Dormann و همکاران (۲۰۰۸) بر روی یک گونه‌ای سنگ‌چشم، ثابت شده است که استفاده از روش‌های مختلف، نتایج متنوعی را ارائه می‌دهد. همچنین مدل‌های به‌دست آمده می‌تواند اعتبارهای متفاوتی را نیز از خود نشان دهند (Thuiller و همکاران، ۲۰۰۳). به‌همین دلیل پیشنهاد می‌شود با استفاده از چندین روش به‌صورت هم‌زمان زیستگاه‌های مطلوب را به‌صورت تجمعی مدل‌سازی کرد (New و Araujo، ۲۰۱۰). احمدی و همکاران (۲۰۱۷)، زیستگاه یوزپلنگ را در منطقه‌ای با وسعت ۷۸۰۰۰۰ کیلومتر مربع در استان‌هایی که پراکنش این گونه گزارش شده است، با استفاده از بسته Biomod2 مدل‌سازی کردند. نتایج نشان داد که زیستگاه‌هایی که بیش‌ترین میزان پیوستگی از مناطق مطلوب را دارند، ۶۳٪ از منطقه را شامل می‌شود (Ahmadi و همکاران، ۲۰۱۷). مطالعه‌ای دیگر توسط حیدریان آقاخانی و همکاران (۱۳۹۶)، با هدف پیش‌بینی اثر تغییر اقلیم بر پراکنش جغرافیایی بادامک در استان چهارمحال و بختیاری با استفاده از بسته Biomod2 در نرم‌افزار R انجام شد. نتایج این مطالعه روشن کرد که بارندگی میانگین سالانه و دمای خشک‌ترین فصل عامل رخ دادن ۸۵ درصد تغییرات پراکنش گونه هستند و ۹ درصد از مساحت این استان در حدود ۱۴۸۶۸۰ هکتار برای گونه بادامک، رویشگاهی مطلوب به‌حساب می‌آیند. این رویکرد تجمعی در کاهش خطای حاصل از عدم قطعیت در مدل‌سازی مؤثر است و بسته biomod2 برای انجام این روش مناسب است (Thuiller، ۲۰۰۹). این بسته یک بستر برای مدل پیش‌بینی‌کننده تجمعی با استفاده از نرم‌افزار R ارائه می‌دهد (Development core Team، ۲۰۰۸). هم‌چنین زیستگاه این گونه نیز در معرض خطر و بهره‌وری است. در گذشته شرکت‌های تجاری مسئول جنگل زدایی و تخریب به‌وسیله برداشت چوب بودند اما امروزه علی‌رغم ممنوعیت این فعالیت‌ها خود که به‌نحوی باعث کاهش فشار بر جنگل شده است، برداشت غیرقانونی چوب هم‌چنان ادامه دارد که این بار هم توسط شرکت‌ها و هم توسط مردم محلی صورت می‌گیرد (سازمان حفاظت از محیط زیست، ۱۳۹۳). از آن‌جا که شوکا (*Capreolus Capreolus*) به‌عنوان مهندس اکوسیستم (*Ecosystem engineers*) شناخته می‌شود (Côté و همکاران، ۲۰۰۴؛ Martin، ۲۰۱۸)، تأثیرات بسیار زیادی بر فیزیک اکوسیستم دارد و در نتیجه نبود این گونه می‌تواند باعث تغییراتی بزرگ در سطح اکوسیستم شود. در ایران این گونه در معرض تهدیداتی هم‌چون شکار و تخریب زیستگاه قرار دارد (کرمی و همکاران، ۱۳۹۲). از طرفی به‌علت حلال بودن گوشت

گسترش فعالیت‌های بشر در سیمای سرزمین بر زیستگاه و حالت‌های جمعیت‌های طبیعی آثار سنگینی را به جای گذاشته است (Runel و همکاران، ۱۹۹۸). هم‌چنین ممکن است تأثیرات منفی جدی بر بقای طولانی مدت جمعیت‌های محلی داشته باشد و در نهایت منجر به انقراض گونه‌ها نیز شود (Bagilsma و همکاران، ۲۰۰۰؛ Coulon و همکاران، ۲۰۰۴). گونه‌های در معرض خطر انقراض اغلب با تهدیدهای متعددی مواجه می‌شوند بنابراین ارزیابی و برنامه‌ریزی برای حفاظت از آن‌ها نیز پیچیده است و نیازمند رویکردهای متعددی است که شامل مطالعه‌روی جمعیت‌شناختی، ژنتیک جمعیت و مدل‌سازی بوم‌شناختی است (Gardner و همکاران، ۲۰۰۷). زیست‌شناسان حیات‌وحش اغلب برای تعیین توزیع گونه‌ها و هم‌چنین تعیین زیستگاه‌های مورد قبول آن‌ها با مشکل مواجه هستند. از این‌رو این مشکلات در مقیاس‌های مکانی بزرگ تشدید می‌شوند، و به‌خصوص زمانی که گونه فراوانی کمی دارد و وضعیت آن‌ها نگران‌کننده است و یا هنگامی که دسترسی به گونه مشکل است. مدل‌های پراکنش مکانی برگرفته از آنالیزهای آماری چندمتغیره که در سیستم اطاعات جغرافیایی انجام می‌شوند می‌توانند برای پیش‌بینی پراکنش گونه‌ها و زیستگاه آن‌ها مورد استفاده قرار گیرند (Guisan و Zimmermann، ۲۰۰۷). این گونه دارای حس بویایی قوی، زندگی مخفی‌کار و جثه کوچکی است و یافتن و ثبت آن‌ها در جنگل‌های انبوه بسیار دشوار است (عبداللهی، ۱۳۹۵). به‌همین دلیل مدل‌های پراکنش گونه که اطلاعات مفیدی برای حفاظت گونه (Titeux و همکاران، ۲۰۰۷) به‌خصوص گونه‌های مخفی‌کار فراهم می‌کنند (Almasieh و همکاران، ۲۰۱۶)، می‌توانند در حفاظت این گونه عملکرد مفیدی داشته باشند. استفاده از این مدل‌ها که جهت تعیین مطلوبیت زیستگاه بر پایه GIS در بررسی گونه‌های تهدید شده به‌کار می‌روند، برای زیست‌شناسان حفاظت مهم و کلیدی است (Seone و همکاران، ۲۰۰۶) و دیدگاهی در مورد ارتباط بین گونه و محیط زیست فراهم می‌کند و الویت‌بندی اقدامات مدیریتی را ممکن می‌سازد (Willams، ۲۰۰۰؛ Zaniewski و همکاران، ۲۰۰۲؛ Guisan و همکاران، ۲۰۰۶). مدل‌های زیادی برای پیش‌بینی پراکنش گونه وجود دارد و بیش‌تر مدل‌های پراکنش گونه از داده‌های حضور گونه در فرآیندهای مدل‌سازی استفاده می‌کنند (Philips و همکاران، ۲۰۰۶). به‌دلیل این‌که داده‌های عدم حضور در دسترس نیست و تشخیص صحیح عدم حضور گونه در یک مکان مشکل است چندین روش که فقط از داده‌های حضور استفاده می‌کنند، توسعه یافته است (Elithe، ۲۰۰۶). روش‌های مدل‌سازی پراکنش گونه در مواردی نتایج متفاوت و حتی متضاد نشان می‌دهند (Heikkinen و همکاران، ۲۰۰۷)؛



معادل ۱۹۲۵۰ کیلومتر مربع تقریباً ۱۵/۵ درصد از وسعت جنگل‌های ایران و ۱/۱۶ درصد از مساحت کشور را استان گیلان، مازندران، گلستان را دربر می‌گیرند و به‌عنوان بخشی از منابع طبیعی تجدید شونده محسوب می‌شوند. جنگل‌های طبیعی جلگه‌ای شمال کشور به عنوان اندک میراث باقی‌مانده از جنگل‌های بی‌نظیر و ژنتیکی جهان از یادگار دوران سوم زمین‌شناسی (جنگل‌های هیرکانی) محسوب می‌گردند. هم‌چنین جنگل‌های ارسباران از جمله اکوسیستم‌های جنگلی ارزشمند ایران هستند که به‌دلیل تنوع گونه‌های گیاهی و جانوری، گونه‌های منحصربه‌فرد و وجود ذخایر ژنتیکی دارای اهمیت زیادی هستند. مساحت جنگل‌های ارسباران ۱۴۸۷۰۰ هکتار است (عصاره و سیداخلاقی، ۱۳۸۸). آن‌چه این منطقه را از سایر مناطق متمایز می‌کند، وجود شرایط اقلیمی خاص، تنوع زیستی بالا، حضور گونه‌های کمیاب گیاهی و جانوری و هم‌چنین عناصر رویشی مربوط به اقلیم متعدد می‌باشد. باوجود مساحت محدود، این اکوسیستم دارای ۱۰۸ گونه گیاهی است. ارسباران جزو یکی از ۹ ذخیره‌گاه بیوسفر ایران، تحت برنامه انسان و کره مسکون اندوخته‌گاه زیست‌کره یونسکو به ثبت رسید (ثاقب‌طالبی و همکاران، ۲۰۱۴). با این حال جنگل‌های ارسباران از نظر اکولوژیکی، بسیار کمتر از جنگل‌های هیرکانی مورد مطالعه قرار گرفته‌اند (Sagheb Talebi و همکاران، ۲۰۱۴).

این گوزن کوچک، شکار غیرمجاز و تکه‌تکه شدگی زیستگاه آن، بزرگ‌ترین خطر برای ادامه حیات این گونه وابسته به جنگل محسوب می‌شود (فیروز، ۱۳۷۸). مطالعات اندکی روی این گونه در ایران صورت گرفته است. در مطالعه‌ای از Inceichen و همکاران (۲۰۱۵) در سوئیس بر روی دوازده شوکا با استفاده از قلاهدی‌های GPS صورت گرفت، زیستگاه، گستره خانگی و مناطق هسته‌ای زیستگاه آن‌ها تعیین شد. در این مطالعه تعیین شد که این گونه در شب پوشش انبوه تاج گیاهان و به‌طور کلی پوشش انبوه درختان مخروطی را ترجیح می‌دهد. هم‌چنین میرسنجری و خالوندی (۱۳۹۷) با استفاده از روش حداکثر آنتروپی (مکسنت) به تعیین زیستگاه مطلوب این گونه در دو فصل تابستان و پاییز در منطقه حفاظت‌شده بوزین و مرخیل پرداختند. نتایج نشان دادند که زیستگاه این گونه دارای پیوستگی نبوده و به صورت لکه لکه است. در این مطالعه ثابت شد که روستا، جاده و ارتفاع بالاترین تأثیر را بر گونه دارند. این گونه در دو فصل پاییز و زمستان نیز توسط بخشی و همکاران (۱۳۹۴) در پارک ملی گلستان، مورد مطالعه قرار گرفته است. آن‌ها برای این منظور از روش تحلیل آشیانی بوم‌شناختی و نرم‌افزار biomapper استفاده کردند. نتایج این مطالعه نشان داد که این گونه از متغیرهای ارتفاع، شیب، جهت، منابع آبی و عوامل انسانی تأثیر می‌پذیرد. در مطالعه‌ای دیگر از Pandin و Cesaris (۱۹۹۲) در منطقه Monte Carso بر روی دو شوکای نر جوان صورت گرفت، نتایج نشان داد که آن‌ها از مناطقی با پوشش گیاهی باز (چمن‌زار و دشت) و مناطق شهری دوری می‌کنند. Welch (۱۹۹۰) نیز در سال‌های ۱۹۷۸ تا ۱۹۸۴ بر روی زیستگاه مرال و شوکا در مزارع صنوبر اسکاکنند مطالعه‌ای انجام داد و به این نتیجه رسید که مناطقی که به کم‌ترین میزان مورد استفاده قرار می‌گیرند، مناطقی جنگلی بدون پوشش گیاهی بر روی زمین و در عین حال مناطقی که به بالاترین میزان مورد استفاده این دو گونه قرار می‌گیرند، جنگل‌های دارای پوشش گیاهی بر روی زمین بود. در این مطالعه زیستگاه‌های مطلوب گونه شوکا به‌عنوان یک گونه مهم در شمال و شمال‌غربی ایران با استفاده از رویکرد تجمعی و بسته Biomod2 در محیط نرم‌افزار R شناسایی شده است.



شکل ۱: محدوده مورد مطالعه در شمال و شمال‌غرب ایران (واحد ارتفاع بر حسب متر)

### جمع‌آوری داده‌های محیطی و نقاط حضور

**نقاط حضور گونه:** در این مطالعه از سال ۱۳۹۴ تا ۱۳۹۷ در سراسر منطقه پراکنش گونه در شمال و شمال‌غربی کشور (جنگل‌های هیرکانی و ارسباران) با پیمایش در منطقه، ۱۱۵ نقطه از حضور گونه براساس مشاهده مستقیم و یا مشاهده آثار و نمایه‌ها به ویژه ردپا و سرگین با استفاده از سیستم موقعیت‌یابی جهانی ثبت شد. برای کاهش خود همبستگی میان نقاط حضور، میان دو نقطه یا چند نقطه حضور که

### مواد و روش‌ها

#### منطقه مورد مطالعه: مطالعه حاضر در جنگل‌های هیرکانی شمال

ایران و ذخیره‌گاه زیست‌کره ارسباران در محدوده استان‌های گلستان، مازندران، گیلان، سمنان و آذربایجان شرقی انجام شد. وسعت منطقه ۷۴۰۰۰ کیلومتر مربع است. ارتفاع در این منطقه بین ۴۱- تا ۴۶۳۸ متر متغیر است (شکل ۱). جنگل‌های معتدله مرطوب خزری با سطحی



روستا)، و متغیرهای پناه و غذا (کاربری زمین، فاصله از رودخانه) است (جدول ۱). از مدل رقومی ارتفاع برای ساخت متغیرهای شیب و جهت با استفاده از جعبه ابزار Spatial analyst tool در نرم‌افزار ArcGIS 10.4 استفاده شد. در میان ۱۹ متغیر اقلیمی، آزمون همبستگی انجام گرفت. این آزمون در نرم‌افزار GIS و با استفاده از دستور Principal Component Analysis صورت گرفت. به علت همبستگی بالای ۰/۷ موجود در بین برخی متغیرها، ۱۷ متغیر حذف شد و ۲ متغیر اقلیمی شامل بارندگی سالیانه (Bio12) و حداکثر دما در گرم‌ترین ماه سال (Bio5) انتخاب شدند. به دلیل وابستگی شوکا به منابع آبی، فاصله از رودخانه به عنوان یکی از متغیرهای تاثیرگذار بر پراکنش گونه و مهم‌ترین منبع آبی در منطقه وارد فرآیند مدل‌سازی پراکنش گونه شد. هم‌چنین در مطالعات بسیاری ثابت شده است که متغیر کاربری اراضی نیز می‌تواند در تعیین زیستگاه مناسب توسط گونه باشد (کمایی، ۱۳۹۲). بنابراین کاربری اراضی نیز به عنوان متغیر مهم دیگر در پراکنش این گونه در نظر گرفته شد.

فاصله آن‌ها کم‌تر از یک کیلومتر بود یک نقطه حضور باقی ماند. برای این کار از دستور Spatially Rarify Occurrence Data در نرم‌افزار SDMtoolbox استفاده شد (Brown، ۲۰۱۴). در نهایت، تعداد ۹۱ نقطه حضور (از ۱۱۵ نقطه حضور موجود) برای مطلوبیت زیستگاه شوکا استفاده شد. براساس مطالعات Lovaris (۲۰۱۷)، حداکثر گستره خانگی شوکا ۴۴۰۰۰۰ مترمربع است.

**داده‌های محیطی:** براساس ویژگی‌های رفتاری و بوم‌شناختی گونه و مطالعات پیشین انجام شده در این زمینه (میرسنجری و خالوندی، ۱۳۹۷؛ بخشی و همکاران، ۱۳۹۴)، در نهایت ۹ متغیر سیمای سرزمین در نرم‌افزار ArcGIS 10.4 با اندازه سلول ۱ کیلومتر تهیه شدند (Ineichen، ۲۰۱۵). متغیرهای مورد استفاده در این مطالعه شامل موارد ذیل می‌شود: سیمای سرزمین شامل متغیرهای اقلیمی (بارندگی سالیانه، دمای گرم‌ترین ماه سال)، متغیرهای توپوگرافی (ارتفاع، شیب، جهت)، متغیرهای انسانی در زیستگاه (فاصله از جاده، فاصله از

جدول ۱: متغیرهای زیست محیطی مورد استفاده برای مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه شوکا در ایران

منبع	واحد	متغیر	
https://earthexplorer.usgs.gov/	متر	مدل رقومی ارتفاع (DEM)	
DEM	درصد	شیب	متغیر توپوگرافی
	طبقه	جهت	
www.worldclim2.org (Fick و همکاران، ۲۰۱۷)	°C×۱۰ میلی‌متر	دما در گرم‌ترین ماه سال (Bio5) بارندگی سالیانه (Bio12)	متغیرهای اقلیمی
		کاربری سرزمین	منابع غذا و آب
(IFRWO <sup>*</sup> ، ۲۰۱۰)	متر	فاصله از رودخانه	
	متر	فاصله از جاده	امنیت و منابع انسانی
	متر	فاصله از روستا	

\* سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری ایران

منطقه و تعداد داده‌های حضور و نظر کارشناسی، ۶۰۰۰ نقطه پس‌زمینه از محدوده منطقه مطالعاتی به‌جز سلول‌هایی که دارای نقاط حضور هستند، ایجاد شد. مدل با استفاده از ۷۵ درصد نقاط حضور به عنوان داده‌های یادگیری کالیبره شد و هم‌چنین ۲۵ درصد باقی‌مانده از مجموعه داده به‌عنوان آزمون برای ارزیابی مدل‌های پیش‌بینی استفاده شدند. هر مدل ۵ بار اجرا شد. برای بررسی دقت هر مدل از آماره‌های AUC و TSS استفاده شد مدل‌هایی که TSS بالای ۰/۵ به دست آوردند، برای تهیه مدل تجمعی به کار گرفته شدند. در نهایت، نقشه به‌دست آمده را با استفاده از cut-off حاصل از آماره AUC موجود در نتایج اجرای نرم‌افزار RStudio تبدیل به نقشه باینری (دارای ارزش‌های ۰ و ۱) شد.

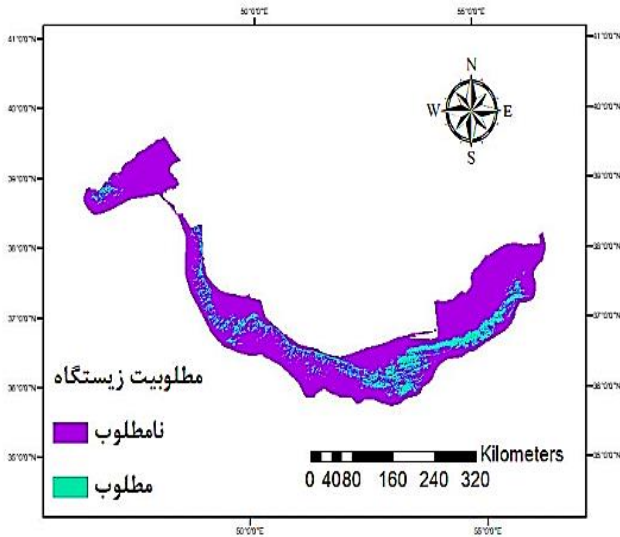
**تهیه نقشه مطلوبیت زیستگاه:** برای پیش‌بینی زیستگاه‌های مطلوب شوکا از بسته Biomod2 در محیط RStudio استفاده شد (Engler و Araujo، ۲۰۰۹). مدل‌سازی در این مطالعه براساس داده‌های حضور و شبه‌حضور انجام شد. برای مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه شوکا از شش الگوریتم مدل‌سازی پراکنش گونه (SDM) شامل مدل‌های خطی تعمیم یافته (GLM)، مدل‌های تقویت تعمیم یافته (GBM)، مدل جنگل تصادفی (RF) مدل حداکثر آنتروپی (MAXENT) و مدل شبکه عصبی (ANN) و مارس (MARS) استفاده شد. این مدل‌ها با هم ترکیب شدند و یک مدل تجمعی نهایی تهیه شد. برای تهیه مدل RF از ۱۰۰۰ درخت تصادفی استفاده و برای مدل‌های دیگر تنظیمات پیش‌فرض این بسته انتخاب شد. برای مدل‌سازی به این روش‌ها، به داده‌های پس‌زمینه (نقاط شبه حضور) نیاز است. با توجه به وسعت



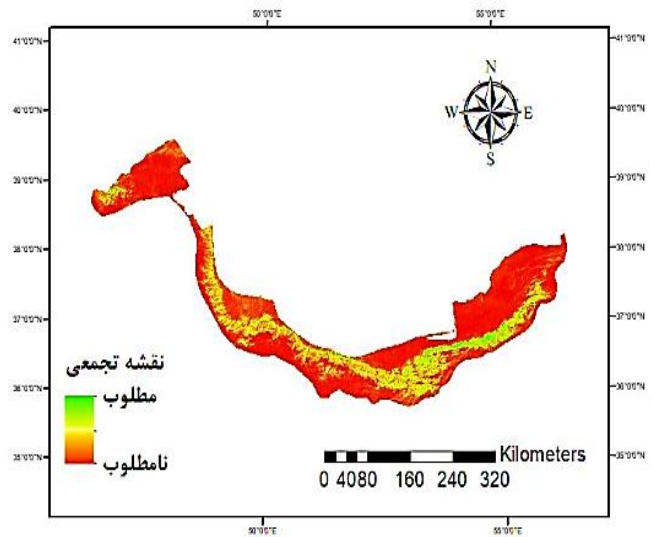
## نتایج

را برای این گونه نشان می‌دهد. نقشه باینری نشان داد که ۱۴ درصد از ناحیه مورد مطالعاتی مطلوب است. در نقشه ۴ نیز می‌توان نقشه هر کدام از روش‌ها را به صورت جداگانه مشاهده کرد.

شکل ۲ مدل تجمعی زیستگاه مناسب برای گونه شوکا در شمال و شمال غرب ایران و هم‌چنین شکل ۳، نقشه باینری مطلوبیت زیستگاه

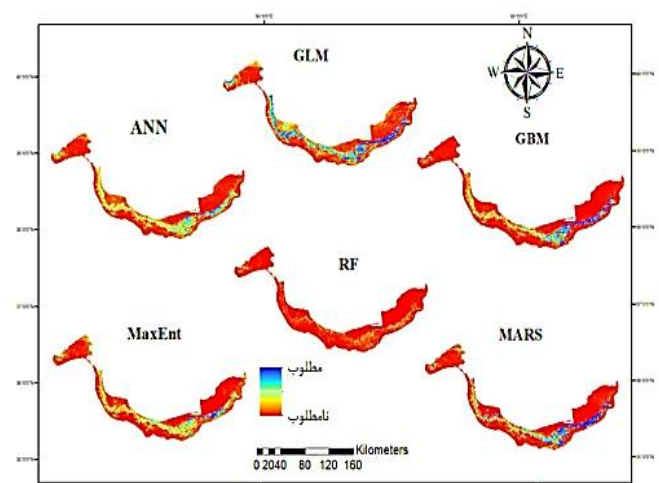


شکل ۳: نقشه نهایی مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه شوکا با در نظر گرفتن حد آستانه در جنگل‌های هیرکانی و ارسباران



شکل ۲: نقشه تجمعی مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه شوکا در جنگل‌های هیرکانی و ارسباران

عملکرد مدل تجمعی و هر مدل را به صورت جدا می‌توان در جدول ۲ مشاهده کرد. همان‌طور که نشان داده شده است، نتایج بسیار قابل اعتماد هستند و روش RF بهترین نتیجه را نسبت به سایر روش‌ها ارائه داده است. این در حالی است که مدل تجمعی از همه روش‌های منفرد بهتر پاسخ داده و این نشان می‌دهد که در کاهش عدم قطعیت مدل‌ها تأثیرگذار بوده است. روش ANN نیز ضعیف‌ترین نتایج را حاصل کرده است. جدول ۳ اهمیت هر کدام از متغیرها را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود مهم‌ترین و تأثیرگذارترین متغیرها در تعیین مطلوبیت زیستگاه شوکا که بیش‌ترین درصد اشتراک را در ساخت مدل داشتند شامل ارتفاع و کاربری اراضی است که بسیار امتیاز نزدیکی به هم دارند و پس از این دو متغیر دمای گرم‌ترین ماه سال تأثیر بالایی دارد. متغیر فاصله از روستا نیز تقریباً نتوانسته تأثیری بر مدل‌سازی داشته باشد.



شکل ۴: نقشه حاصل از مدل‌سازی روش‌های مختلف

جدول ۲: دقت هر کدام از مدل‌ها به صورت منفرد و به صورت تجمعی

ANN	GBM	GLM	RF	MAXENT	MARS	تجمعی	مدل
۰/۷۵	۰/۹۵	۰/۸۸	۰/۹۶	۰/۹۲	۰/۹۲	۰/۹۷	AUC
۰/۵۱	۰/۸۲	۰/۶۵	۰/۸۸	۰/۷۸	۰/۷۶	۰/۹۴	TSS

جدول ۳: میزان اهمیت متغیرها در ساخت مدل تجمعی مطلوبیت زیستگاه شوکا در ایران

ANN	MARS	RF	GBM	MAXENT	GLM	مدل تجمعی	متغیر
۲۲٪	۱۳٪	۲۷٪	٪۲۱	٪۳۰	٪۳۱	٪۲۹	ارتفاع
٪۲۴	٪۱۳	٪۱۱	٪۴۶	٪۲۰	٪۲۲	٪۲۹	کاربری اراضی
٪۹	٪۱	٪۱۲	٪۲	٪۱۹	٪۳۰	٪۱۷	حداکثر دما در گرم‌ترین ماه سال
٪۱۸	٪۶	٪۲۰	٪۱۵	٪۱۵	٪۴	٪۱۱	شیب
٪۲	٪۴	٪۱۳	٪۷	٪۵	٪۷	٪۸	میانگین بارش سالیانه
٪۰/۴	٪۱	٪۳	٪۲	٪۲	٪۵	٪۴	جهت
٪۱	٪۲	٪۴	٪۵	٪۴	٪۰/۴	٪۱	فاصله از جاده
٪۰/۴	٪۰	٪۶	٪۱	٪۳	٪۰	٪۰/۳	فاصله از رودخانه
٪۰/۴	٪۰	٪۴	٪۰/۳	٪۳	٪۰	٪۰/۱	فاصله از روستا

## بحث

این امر هزینه تنظیم گرمایی را کاهش می‌دهد (Coulombe و همکاران، ۲۰۱۱). نتایج این مطالعه نشان داد که ارتفاع می‌تواند یکی از عوامل مهم در پراکندگی شوکا باشد. مهاجرت‌های فصلی از لحاظ ارتفاعی در علف‌خواران بزرگ جثه از جمله شوکا می‌تواند استراتژی این گونه‌ها را در دسترسی به غذای زیاد و با کیفیت افزایش دهد به‌طور معمول این تغییرات در این گونه‌ها در تابستان به سمت ارتفاعات بالا و در زمستان به سمت ارتفاعات پایین است (Mysterud، ۱۹۹۹). در شوکاهای ایران معمولاً با افزایش ارتفاع مطلوبیت و کیفیت زیستگاه کاهش می‌یابد و بهترین محدوده جهت توزیع این گونه ارتفاع حدود ۱۰۰۰ متری (بخشی و همکاران، ۱۳۹۲) و حداکثر ارتفاع مشاهده شده برای این گونه ۱۸۰۰ متری (میرسنجی، ۱۳۹۷) است. این مناطق محدوده پراکندگی بلوط و سایر گونه‌های است که در ارتفاعات نه چندان زیاد یافت می‌شوند. بنابراین ارتفاع معین کننده نوع پوشش گیاهی رویش یافته در هر منطقه از جمله مناطق هیرکانی است. متناسب با افزایش ارتفاع از میزان انبوهی درختان کاسته شده و این امر می‌تواند بر بقاء شوکا تأثیر منفی داشته باشد. نتایج این مطالعه اقلیم را یکی از مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر مطلوبیت زیستگاه مشخص نمود. اقلیم تحت تأثیر شرایط زمستانی ممکن است به‌طور مستقیم منجر کاهش وزن شده و بر بقاء گونه تأثیر منفی داشته باشد، و یا به‌طور غیرمستقیم از طریق کیفیت علوفه در طول فصل تابستان بقاء گونه را تهدید نماید (Mysterud و Eivind، ۲۰۰۶). مکانیسم‌های که آب و هوا بر آن‌ها تأثیر می‌گذارد بین مناطق و گونه‌ها متفاوت است. در مناطقی که دارای آب و هوای سرد هستند، زمستان‌های برفی منجر به افزایش هزینه‌های تحرک می‌شوند (Parke و همکاران، ۱۹۸۴) و هم‌چنین دسترسی به لایه غذایی محدود می‌شود (Mysterud و Eivind، ۲۰۰۶). این هم‌زمان با دوره ای است که دسترسی به غذا کم و کیفیت علوفه پایین است (Mautz، ۱۹۷۸)، چنین شرایطی برای گوزن‌سانان کوچک جثه از جمله

شوکا از لحاظ قابلیت دسترسی به منابع، گونه حساسی به حساب می‌آید (گشتاسب و همکاران، ۱۳۹۵). بنابراین شناخت دقیق نیازهای زیستگاهی و تعیین منابع مهم در پراکندگی زیستگاه شوکا می‌تواند جهت حفاظت از گونه نقش مهمی داشته باشد. در همین راستا بررسی نتایج این مطالعه مشخص نمود کاربری اراضی، ارتفاع و متغیرهای اقلیمی (مشخصاً متغیر حداکثر دمای گرم‌ترین ماه سال) می‌تواند نقش بسیار مهمی در حضور و پراکندگی این گونه در جنگل‌های هیرکانی و ارسباران ایفا کنند (گشتاسب و همکاران، ۱۳۹۵). نتایج این مطالعه همانند سایر مطالعات در ایران و سایر مناطق اوراسیا نشان داد که وجود جنگل متراکم می‌تواند نقش مهمی در حضور شوکا داشته باشد (علیزاده، ۱۳۷۹؛ وارسته، ۱۳۸۸؛ گشتاسب و همکاران، ۱۳۹۵؛ میرسنجی، ۱۳۹۷؛ Ferrtti، ۲۰۱۱؛ Pellerin، ۲۰۱۰؛ Lineichen، ۲۰۱۱۵). زیستگاه‌های جنگلی متراکم دید گونه‌های شکارچی را کم‌تر کرده و احتمال روئیت شوکا در این نوع لکه‌های زیستگاهی را کم‌تر می‌کند. شوکا گونه‌ای است کم تحرک و با سطح پایین اندوخته غذایی که تقریباً در تمام طول سال نوسان وزنی کمی دارد که با تغییرات شرایط از لحاظ زمانی و مکانی زیستگاه، بخش‌های مختلف را انتخاب می‌نماید که ارجحیت این گونه در درجه اول مناطق درختچه‌ای و درختی متراکم است (Peterolli، ۲۰۰۳). یعنی شوکا عمدتاً در ساختارهای جنگلی و با پوشش بلوط بیش‌تر جایجا می‌شود که خود این مناطق ترکیبی از گونه‌های علفی و درختچه‌ای و درختی است که منابع مورد نیاز این گونه از جمله غذا و پناه مورد نیاز را فراهم می‌کند. پراکندگی این مناطق بیش‌تر در زاگرس شمالی است که با پراکندگی شوکا نیز منطبق است. از طرفی پوشش گیاهی متراکم می‌تواند گرمای کافی را برای جانوران فراهم نموده و هم‌چنین از تشعشعات نوری شدید برای جانوران ساکن در آن جلوگیری نماید و



- شوکا می‌توان شدیدتر باشد (Holand و همکاران، ۱۹۹۸)، زیرا آن‌ها به‌خوبی با برف سازگار نیستند (Mysterud و Eivind، ۲۰۰۶؛ Telfer و Kelsall، ۱۹۸۴). عمق برف یکی از مهم‌ترین عوامل در تعیین رژیم غذایی و استفاده از زیستگاه برای شوکا دارد. هرچند متغیرهای انسانی تأثیر زیادی بر پراکندگی و انتخاب زیستگاه مطلوب شوکا می‌توانند بگذارند و رابطه منفی بین وجود عوامل انسان و حضور شوکا وجود دارد (میرسنجری و همکاران، ۱۳۹۷؛ Jiang و همکاران، ۲۰۰۰)، ولی در مطالعه حاضر متغیرهای انسانی (فاصله از جاده و فاصله از روستا) تأثیر ناچیزی بر پراکنش گونه شوکا داشتند. از آنجایی که تراکم انسانی بیش‌تر در نقاط پایین‌دست مناطق هیرکانی است، این مناطق معمولاً در نقاط پر تراکم جنگلی (بخشی، ۱۳۹۲) یعنی مناطق مطلوب زیستگاهی برای شوکا وجود دارند و از طرفی در زمستان‌های سرد به دلیل عدم وجود مواد غذایی در مناطق بالادست به ناچار شوکاها به زمین‌های کشاورزی ممکن تمایل نشان دهند (بخشی، ۱۳۹۲). از دیگر نتایج مطالعه حاضر می‌توان به تأثیر ناچیز متغیر فاصله از منابع آبی بر حضور گونه اشاره کرد. نتایج میرسنجری و خالوندی (۱۳۹۷) نشان داد که آب متغیری محدود کننده برای این گونه در این منطقه نیست چرا که به‌علت شرایط حاکم بر منطقه مورد مطالعه آب به‌راحتی در دسترس و قابل استفاده است. براساس نتایج آن‌ها متغیر شیب به‌عنوان کم‌اهمیت‌ترین متغیر در نظر گرفته شد و تا شیب ۴۰ درصد مطلوبیت زیستگاه گونه افزایش و بیش از این میزان شیب مطلوبیت زیستگاه کاهش می‌یابد. هم‌چنین نتایج بخشی نیز اهمیت بالای شیب در حضور شوکا در فصل پاییز را ثابت کرد. در مطالعه وی حضور شوکا تا شیب ۲۳ درجه و در فصل زمستان تا شیب ۲۷ درصد ثبت شده است. در حالی که این متغیر در مطالعه حاضر به‌عنوان چهارمین متغیر مهم تعیین شده است. این مطالعه با تعیین زیستگاه‌های مناسب برای گونه شوکا در ایران به تصمیم‌گیران مدیران حفاظتی برای حفظ گونه و زیستگاهش کمک شایانی می‌کند، لذا مدل‌سازی زیستگاه باید به‌عنوان یک ابزار مدیریتی توسط سازمان حفاظت از محیط‌زیست در نظر گرفته شود.

## منابع

۱. بخشی، ح.؛ سلمان‌ماهینی، ع.؛ وارسته‌مرادی، ح. و حسینی، م.، ۱۳۹۴. مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه شوکا (*Capreolus Capreolus*) با استفاده از تحلیل عاملی آشتیان بوم‌شناختی در پارک ملی گلستان. فصلنامه محیط زیست‌جانوری. سال ۱، شماره ۴، صفحات ۳۱ تا ۴۲.
۲. حیدریان آقاخانی، م.؛ تمرناش، ر.؛ جعفریان، ز.؛ ترکش‌اصفهانی، م. و طاطیان، م.، ۱۳۹۶. پیش‌بینی اثرات تغییر اقلیم بر پراکنش بالقوه گونه بادامک (*Amygdalus scoparia*) با استفاده
۱۲. Ahmadi, M.; Nezami, B.; Jowkar, H.; Hemami, M.R.; Fadakar, D.; Malakouti-Khah, Sh. and Ostrowski, S., 2017. Combining Landscape Suitability and Habitat Connectivity to Conserve the Last Surviving Population of Cheetah in Asia. Diversity and Distributions. Vol. 23, No. 6, pp: 592-603.
۱۳. Almasieh, K; Kaboli, M. and Beier, P., 2016. Identifying habitat cores and corridors for the Iranian black bear in Iran. Ursus. Vol. 27, No. 1, Index Vol. 26, No. 1, pp: 18-30.
۱۴. Araújo, M.B. and New, M., 2007. Ensemble forecasting of species distributions. Trends in Ecology & Evolution. Vol. 22, No. 1, pp: 42-47.
۱۵. Bjilsma, R; Bundgaard, J. and Boerema, A., 2000. Does inbreeding affect the extinction risk of small populations? Predictions from *Drosophila*. Journal of Evolutionary Biology. Vol. 13, No. 3, pp: 502-514.



- the roe deer, across a multiple-use landscape. *Landscape ecology*. Vol. 33, No. 6, pp: 937-954.
۳۲. **Mysterud, A. and Ostbye, E., 1999.** Cover as a habitat element for temperate ungulates: effects on habitat selection and demography. *Wildlife Society*. Vol. 27, No. 2, pp: 385-394.
۳۳. **Pandini, W. and Cesaris, C., 1997.** Home range and habitat use of roe deer (*Capreolus capreolus*) reared in captivity and released in the wild. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*. Vol. 9, pp: 1-2.
۳۴. **Pellerin, M.; Calenge, C.; Saïd, S.; Gaillard, J.M.; Fritz, H.; Duncan, P. and Van Laere, G., 2010.** Habitat use by female western roe deer (*Capreolus capreolus*): influence of resource availability on habitat selection in two contrasting years. *Canadian Journal of Zoology*. Vol. 88, No. 11, pp: 1052-1062.
۳۵. **Phillips, S.J; Anderson, R.P. and Schapire, R.E., 2006.** Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modeling*. Vol. 190, No. 3-4, pp: 231-259.
۳۶. **Rundel, P.W; Montenegro, G. and Jaksic, F.M., 1998.** Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean type ecosystems. Springer. New York, US. 451 p.
۳۷. **Sagheb Talebi, Kh., Sajedi, T. and Pourhashemi, M., 2014.** Forests of Iran: A Treasure from the Past, a Hope for the Future, Springer. 152 p.
۳۸. **Seoane, J; Justribo, J.H.; Garcia, F.; Retamar, J.; Rabadan, C. and Atienza, J.C., 2006.** Habitat-suitability modelling to assess the effects of land-use changes on Dupont's lark *Chersophilus duponti*: a case study in the Layna Important Bird Area. *Biological Conservation*. Vol. 128, No. 2, pp: 241-252.
۳۹. **Titeux, N.; Dufrene, M.; Radoux, J.; Hirzel, A.H. and Defourny P., 2007.** Fitness-related parameters improve presence-only distribution modelling for conservation practice: The case of the red-backed shrike. *Biological Conservation*. Vol. 138, No. 1-2, pp: 207-223.
۴۰. **Thuiller, W., 2003.** BIOMOD-optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global change biology*. Vol. 9, No. 10, pp: 1353-1362.
۴۱. **Thuiller, W.; Lafourcade, B.; Engler, R., and Araújo, M.B., 2009.** BIOMOD-a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*. Vol. 32, No. 3, pp: 369-373.
۴۲. **Welch, D.; Staines, B.W.; Catt, D.C. and Scott, D., 1990.** Habitat usage by red (*Cervus elaphus*) and roe (*Capreolus capreolus*) deer in a Scottish Sitka spruce plantation. *Journal of Zoology*. Vol. 221, No. 3, pp: 453-476.
۴۳. **Zaniewski, A.E.; Lehmann, A. and Overton, J.M., 2002.** Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling*. Vol. 157, No. 2-3, pp: 261-280.
۱۶. **Brown, J.L., 2014.** SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic, and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution*. Vol. 5, No. 7, pp: 694-700.
۱۷. **Buisson L.; Thuiller, W.; Casajus, N.; Lek, S. and Grenouillet, G., 2010.** Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. *Global Change Biology*. Vol. 16, No. 4, pp: 1145-1157.
۱۸. **Côté, S.D.; Rooney, T.P.; Tremblay, J.P.; Dussault, C. and Waller, D.M., 2004.** Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. Vol. 35, pp:113-147.
۱۹. **Coulon, A; Cosson, J.F.; Angibault, J.M; Cargnelutti, B.; Galan, M; Morellet, N.; Petit, E.; Aulagnier, S. and Hewison, A.J.M., 2004.** Landscape connectivity influences gene flow in a Roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individualbased approach. *Molecular Ecology*. Vol. 13, No. 9, pp: 2841-2850.
۲۰. **Development Core Team. 2014.** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
۲۱. **Dormann, C.F.; Purschke, O.; Márquez J.R.G; Lautenbach, S. and Schroder, B., 2008.** Components of uncertainty in species distribution analysis: a case study of the great grey shrike. *Ecology*. Vol. 89, No. 12, pp: 3371-3386.
۲۲. **Elith, J.; Graham, C.H. and Anderson, R.P., 2006.** Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*. Vol. 29, No. 2, pp: 129-151.
۲۳. **Franklin, J., 2009.** Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
۲۴. **Guisan, A.; Zimmermann, N.E.; Elith, J.; Graham, C.H.; Phillips, H. and Peterson, A.T., 2007.** What Matters for Predicting the Occurrences of Trees: Techniques, Data, or Species' characteristics? *Ecological Monographs*. Vol. 77, No. 4, pp: 615-630.
۲۵. **Heikkinen, R.K.; Luoto, M.; Kuussaari, M. and Toivonen, T., 2007.** Modelling the spatial distribution of a threatened butterfly: impacts of scale and statistical technique. *Landscape and Urban Planning*. Vol. 79, No. 3-4, pp: 347-357.
۲۶. **[http://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/ma\\_xent/](http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/ma_xent/)** (accessed 15 July 2018).
۲۷. **IFRWMO (Forest, Range and Watershed Management Organization of Iran). 2010.** Iranian Forests, Range and Watershed Management Organization National Land use/Land cover map.
۲۸. **Ineichen, P., 2015.** Habitat selection of roe deer (*Capreolus capreolus*) in a landscape of fear shaped by human recreation. Master thesis. Department of Environmental Systems Science (D-USYS), Swiss Federal Institute of Technology (ETH), Zurich.
۲۹. **Jiang, G.; Zhang, M. and Ma, J., 2008.** Habitat use and separation between red deer *Cervus elaphus xanthopygus* and roe deer *Capreolus pygargus bedfordi* in relation to human disturbance in the Wandashan Mountains, northeastern China. *Wildlife Biology*. Vol. 14, No. 1, pp: 92-100.
۳۰. **Lovaris, S.; Serrao, G. and Mori, E., 2017.** Woodland features determining home range size of roe deer, *Behavioural Processes*. Vol. 140, pp: 115-120.
۳۱. **Martin, J.; Vourc'h, G.; Bonnot, N.; Cargnelutti, B.; Chaval, Y., Lourtet, B.; Goulard, M.; Hoch, T.; Plantard, O.; Hewison, A.J.M. and Morellet, N., 2018.** Temporal shifts in landscape connectivity for an ecosystem engineer,





## Determining Suitable Habitats for Roe Deer (*Capreolus Capreolus*) in North of Iran Using Ensemble Approach

- **Shirin Mahmoodi:** Department of Environment, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran
- **Afshin Alizadeh Shabani\*:** Department of Environment, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran
- **Mehrshad Zeinalabedini:** Agricultural Biotechnology Research Institute of Iran (ABRII), Agricultural Research, Education and Extension Organization, Karaj, Iran
- **Sohrab Ashrafi:** Department of Environment, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran
- **Olyagholi Khalilipour:** Department of Environment, Faculty of marine natural science, Khorramshahr University of Marine Science and Technology, Khorramshahr, Iran

Received: October 2019

Accepted: January 2020

**Key Words:** Roe deer, Habitat modelling, Ensemble model, Iran, Species distribution model

### Abstract

Species distribution model is important to protect and to manage the roe deer as an elusive and national protected herbivore species in Iran. In this study habitat modeling was carried out via Biomod2 package in R software environment using 91 presence points of the species as well as environmental and human factors. Ensemble model of habitat suitability was prepared based on six species distribution model algorithms for a study area of 74000 km<sup>2</sup>. AUC for ensemble model was 0.97 which showed an excellent performance. Suitable habitat for roe deer covered an area about 15 percent of the studied area. Also, the results showed that altitude (29%) and land-use (29%) then, maximum temperature in the warmest month and slope variables were the most influential factors on species distribution. Also, the results indicate that anthropogenic factors were not much effective on the species presence. Roe deer prefers the denser forests since this habitat can reduce its visibility and provide sufficient cover and food for the species.

---

\* Corresponding Author's email: [ashabani@ut.ac.ir](mailto:ashabani@ut.ac.ir)

