مدل‌سازی چند مقیاسی از مطلوبیت زیستگاه تغذیه‌ای کرکس مصری در منطقه حفاظت شده ارسباران

نادر حبیب‌زاده[۱*] و رضا حسنعلی‌زاده[۲]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۹/۱۹ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۵/۱۷)

چکیده

هدف این مطالعه نقشه‌سازی مطلوبیت زیستگاه تغذیه‌ای کرکس مصری در منطقه حفاظت شده ارسباران به‌عنوان گونه کمتر شناخته شده و در خطر انقراض به‌کمک مدل‌سازی چندمقیاسی بود. تأثیر دو متغیر مستقل از مقیاس و ۱۲ متغیر زیست محیطی اندازه‌گیری شده در هفت مقیاس (۱۵- ۰/۵ کیلومتر) بر مطلوبیت زیستگاه تغذیه‌ای پرنده مطالعه شد. متغیرهای با بهترین عملکرد در مدل تک‌متغیره در هر مقیاس، وارد مدل چندمقیاسی برای پیش‌یابی مطلوبیت زیستگاه تغذیه‌ای شدند. مدل‌سازی براساس ۲۵ نقطه تغذیه‌ای جمع‌آوری شده در طول سال های ۱۳۸۰ تا ۱۳۹۴ در چارچوب رویکرد مدل‌سازی اجماعی انجام شد. نتایج نشان داد که درصد موزاییک پوشش‌های گیاهی طبیعی با اراضی کشاورزی در مقیاس ۸ کیلومتر و فاصله تا مناطق مسکونی نقش مهم در احتمال مشاهده نقاط تغذیه‌ای پرنده دارند. احتمال مشاهده کرکس مصری در اراضی نزدیک مناطق مسکونی با درصد کمی از موزاییک پوشش‌های گیاهی طبیعی و کشاورزی در گستره بافری به شعاع ۸ کیلومتر افزایش می‌یابد. ترجیح کرکس مصری برای تغذیه در نواحی با مقیاس معادل گستره خانگی پرنده که شامل موزاییکی از پوشش‌های گیاهی طبیعی و کشاورزی می‌باشد، نشان‌دهنده اهمیت درکنار هم قرارگیری تیپ‌های زیستگاهی متنوع طبیعی و انسان ساخت در این گستره برای افزایش مطلوبیت زیستگاه تغذیه‌ای پرنده است.

واژه‌های کلیدی: مدل اجماعی، گستره، ***Neophron percnopterus***، **SAHM-VisTrails**

۱. گروه محیط زیست، واحد تبریز، دانشگاه آزاد اسلامی، تبریز، ایران

۲. باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان، واحد تبریز، دانشگاه آزاد اسلامی، تبریز، ایران

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: habibzadeh@iaut.ac.ir

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-03]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.3.6.7]

[DOI: 10.29252/ijae.6.3.1]

مقدمه

تغییرپذیری روابط الگوها- فرایندها با تغییر مقیاس نشان‌دهنده اهمیت تعیین درست مقیاس در کمی‌سازی الگوهای سیمای منظر (Landscape) است (۵۲). مقیاس در حوزه پژوهش‌های سیمای منظر به‌طور کلی با مفهوم تفکیک‌پذیری (Resolution) که با دو جزء بافت (Grain) و گستره (Extent) تعریف می‌شود، تبیین شده است. بافت و گستره سیمای سرزمین براساس دید موجود زنده یا فرایند مورد نظر توصیف می‌شود. چون احتمال تشخیص الگوی خاص از داده و درک توزیع آنها متأثر از بافت و گستره سیمای سرزمین است بنابراین، هر نوع تفسیر در مطالعات وابسته به مقیاس نیازمند تعریف درست سیمای سرزمین می‌باشد (۵۲).

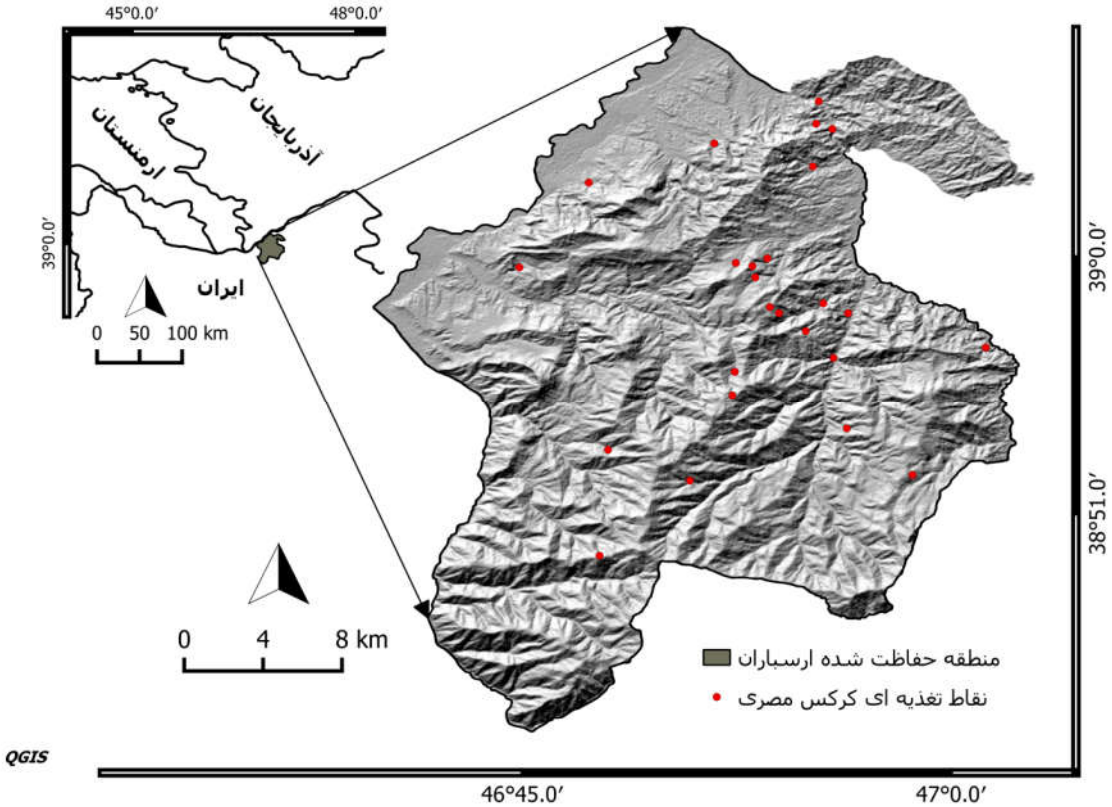
در مطالعات بوم‌شناسی سیمای سرزمین، تأثیر الگوهای سیمای سرزمین بر حیات وحش و درک نحوه تغییر این روابط با مقیاس مورد توجه زیادی قرار گرفته است (۵۲). بسیاری از مطالعات زیستگاهی حیات وحش یا تنها در یک مقیاس مکانی و یا در مقیاس‌های ناپیوسته خرد (Micro) و کلان (Macro) انجام شده‌اند. این مسئله باعث از دست دادن الگوهای مهم می‌شود که در مقیاس‌های دیگر ظاهر می‌شوند (۷ و ۵۴) و یا باعث نتیجه‌گیری‌های نادرست در مورد استفاده زیستگاهی می شوند (۴۵). زیست‌شناسان برای حل این مشکل از اصول بوم‌شناسی سیمای سرزمین و فنون مقیاس‌بندی در مطالعات بوم‌شناسی حیات وحش استفاده می‌کنند (۵۲). مدل‌های توزیع گونه‌ای چند مقیاسی نسبت به مدل‌های تک مقیاسی قدرت پیش‌بینی بالاتری را ایجاد می‌کنند (۱۸). اما، اگر متغیرهای زیست محیطی در مقیاس‌های نادرست وارد مدل‌ها شوند می‌تواند منجر به نتایج نادرست شود (۳۳).

در حال حاضر مدل‌سازی توزیع گونه‌ها در بسیاری از رشته‌های علوم زیستی و محیط زیست استفاده می‌شود (۵۳). مدل‌ها کاربردهای فراوانی برای حفاظت دارند (۴۹) و برآوردهای زیستی را به مناطقی که احتمال حضور گونه وجود دارد، مرتبط می‌کنند (۱۱، ۲۱ و ۴۸). علاوه بر این پایه‌ای را برای پیش‌یابی پاسخ‌های گونه نسبت به تغییرات سیمای منظر و یا تغییر آب‌وهوایی ایجاد می‌کنند (۵ و ۶) و در شناسایی مناطق با اولویت حفاظتی بالا استفاده می‌شوند (۴، ۲۳، ۳۴ و ۵۵). روش‌های زیادی برای مدل‌سازی توزیع گونه‌ها وجود دارد (۲۶، ۲۷ و ۳۱) و بعضی از آنها نسبت به دیگر مدل‌ها ثابت شده است که در بعضی شرایط مدل‌سازی خاص بهتر عمل می‌کنند (۳۰). چند نمونه از مطالعات (۱۴، ۱۹، ۲۸، ۲۹، ۳۲، ۳۶، ۳۷ و ۵۰) از رویکرد تحلیل‌های رگرسیونی برای مدل‌سازی توزیع گونه‌های پرنده استفاده کرده‌اند. وجود ناسازگاری در نتایج روش‌های مختلف مدل‌سازی (۲۰ و ۵۱)، انتخاب یک روش مناسب را با مشکل روبه‌رو می‌کند. نتایج مدل‌های مختلف نه تنها وابسته به نوع رابطه خطی یا غیرخطی بین حضور گونه و شرایط زیست محیطی است بلکه، وابسته به مجموعه داده استفاده شده یعنی اطلاعات حضور و عدم حضور است (۲۰). یکی از راه‌های کاهش عدم اطمینان و اشتباه مدل‌ها، خلاصه‌سازی نتایج مدل‌های مختلف در یک رویکرد مدل‌سازی اجماعی (Ensemble Modeling) می‌باشد (۶).

امروزه با در خطر انقراض بودن کرکس مصری (*Neophron percnopterus*) در سطح جهان (۱۰)، نیاز به مطالعه و حفاظت از این گونه بیشتر احساس می‌شود. طبق مطالعات دانشمندان در بسیاری از نقاط اروپا از جمله در شبه جزیره ایبری و بالکان فاکتور تغذیه مهمترین نقش زیستگاهی را دارد (۱۵، ۳۵ و ۴۷). این امر اهمیت بررسی و مطالعه مناطق تغذیه‌ای گونه را دو چندان می‌کند.

براساس منابع معتبر (۲)، جمعیت‌های کوچکی از کرکس مصری در سراسر سال در برخی از نقاط ایران زندگی می‌کنند. اما اطلاعات زیستی در مورد این گونه بسیار اندک است. اطلاعات مربوط به این گونه در منطقه حفاظت‌شده ارسباران، تنها محدود به مشاهدات پراکنده توسط برخی پرنده‌شناسان و کارشناسان سازمان حفاظت محیط زیست است. این کمبود اطلاعات به همراه وضعیت این پرنده در لیست سرخ IUCN، دلیل اهمیت مطالعات بوم‌شناسی این گونه را دو چندان می‌کند.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-03]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.3.6.7]
[DOI: 10.29252/ijae.6.3.1]



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی منطقه مطالعاتی و نقاط تغذیه‌ای کرکس مصری در منطقه حفاظت شده ارسباران

در این مطالعه سعی شد با به‌کارگیری اصول بوم‌شناسی سیمای سرزمین و مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاهی، نقشه مطلوبیت زیستگاه تغذیه‌ای کرکس مصری براساس متغیرهای زیست محیطی اندازه‌گیری شده (در مقیاس متناسب از دیدگاه پرنده) در منطقه حفاظت شده ارسباران تهیه شود. برای این منظور، تحلیل سیمای سرزمین از توزیع نقاط تغذیه‌ای و کیفیت زیستگاه کرکس مصری با اهداف زیر انجام شد:

۱- استفاده از یک چارچوب مدل‌سازی اجماعی جهت پیش‌بینی احتمال حضور نقاط تغذیه‌ای کرکس مصری با کمک متغیرهای زیست محیطی محاسبه شده در یک مقیاس متناسب با دیدگاه پرنده

۲- مشخص نمودن ویژگی‌های مهم سیمای سرزمین در نقاط تغذیه‌ای گونه.

مواد و روش‌ها

منطقه حفاظت شده ارسباران در جنوب رودخانه مرزی ارس و در ۶۰ کیلومتری شمال شهرستان اهر و در غرب شهرستان کلیبر و در مختصات جغرافیائیً ۵۰ َ ۳۹ ° ۴۶ تا ً ۴۱ َ ۱ ° ۴۷ طول شرقی و ً ۴۱ َ ۴۳ ° ۳۸ تا ً ۱۱ َ ۸ ° ۳۹ عرض شمالی واقع شده است. مساحت کل منطقه حفاظت شده ارسباران، معادل ۱۰۲ هزار هکتار می‌باشد که از لحاظ وضعیت پستی و بلندی به‌جز حاشیه شمالی منطقه حفاظت شده در امتداد رودخانه ارس، کاملاً کوهستانی با دامنه‌های پرشیب است. حداکثر ارتفاع منطقه ۲۸۹۰ متر و حداقل ۲۹۰ متر و متوسط ارتفاع ۱۲۸۷ متر از سطح دریا است (شکل ۱) (۱).

در این مطالعه، از اطلاعات ۲۵ نقطه حضور گونه که با شواهدی ثبت شده از وجود لاشه همراه بودند و توسط

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-03]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.3.6.7]
[DOI: 10.29252/ijae.6.3.1]

جدول ۱. متغیرهای زیست محیطی برای تحلیل سیمای سرزمین توزیع نقاط تغذیه‌ای کرکس مصری در منطقه حفاظت شده ارسباران

متغیر	تشریح	منبع
پوشش گیاهی	درصد پوشش اراضی کشت شده درصد پوشش موزاییک پوشش‌های گیاهی طبیعی (درخت، درختچه و پوشش علفی) با اراضی کشاورزی درصد پوشش درختی پهن‌برگ خزان کننده درصد پوشش درختی سوزنی‌برگ همیشه سبز درصد پوشش درختی مخلوط سوزنی و پهن‌برگ درصد پوشش موزاییک درخت- بوته با علفی‌ها درصد پوشش بوته‌زار درصد پوشش علفزار درصد پوشش گیاهی پراکنده (درخت، درختچه و پوشش علفی) با تاج پوشش کمتر از ۱۵٪	ESA (2014)
عوامل توپوگرافی	ارتفاع از سطح دریا (برحسب متر) آزیموت (برحسب درجه) درجه شیب	Aster DEM
عوامل انسانی	فاصله از مناطق مسکونی (برحسب متر) فاصله از جاده (برحسب متر)	نقشه توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰

محیط‌بانان ذخیرگاه ارسباران از سال ۱۳۸۰ تا ۱۳۹۴جمع‌آوری شده بودند به‌عنوان نقاط تغذیه‌ای کرکس مصری استفاده شد (شکل ۱). برای اطمینان از قرارگیری دقیق موقعیت مختصات جغرافیایی نقاط تغذیه‌ای در محل واقعی خودشان، با کمک قطعه عکس‌های با کیفیت بالای موجود در محیط Google Earth نسخه ۵/۱، محل قرارگیری نقاط با مشورت یکی از محیط‌بانان با سابقه در ذخیرگاه ارسباران، در صورت لزوم تصحیح شدند.

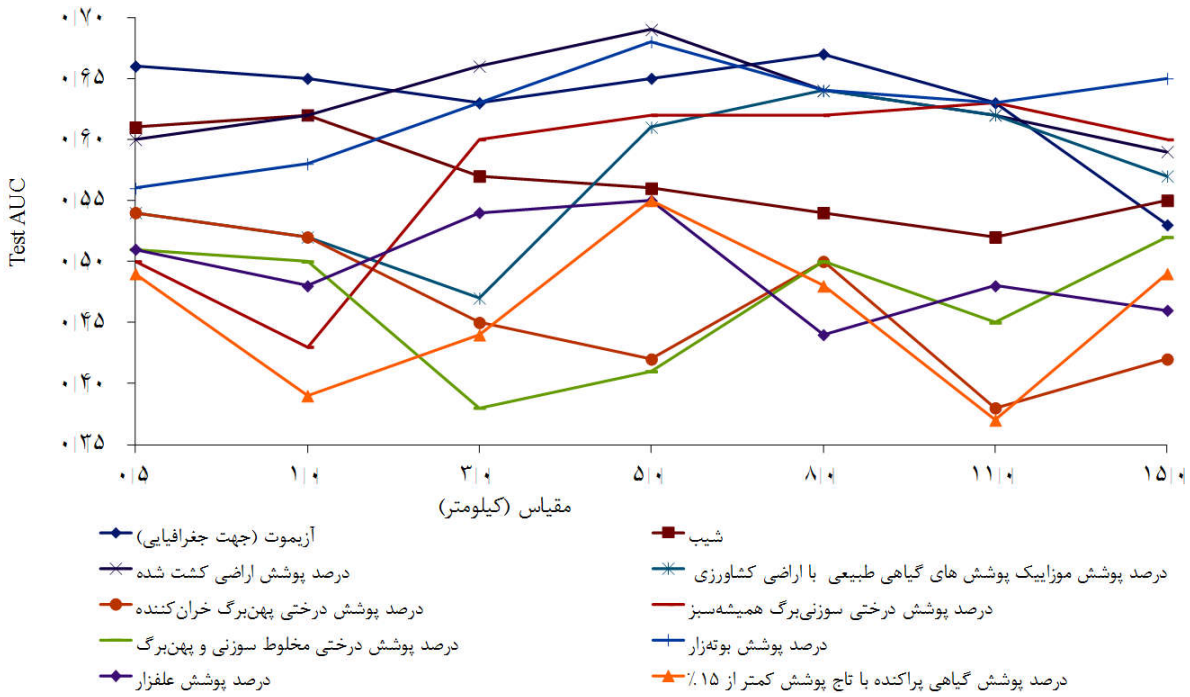
برای تشریح ویژگی‌های زیست محیطی منطقه پراکنش گونه درمنطقه حفاظت شده ارسباران، متغیرهای زیست محیطی پوشش گیاهی، پستی و بلندی، انسانی براساس آگاهی از بوم‌شناسی گونه (۱۵ و ۳۹) استفاده گردید. دو متغیر زیست محیطی مستقل از مقیاس شامل فاصله از جاده و مناطق مسکونی به‌همراه ۱۲ متغیر اندازه‌گیری شده در هفت مقیاس (۰/۵، ۱، ۳، ۵، ۸، ۱۱، و ۱۵ کیلومتر) برای مدل‌سازی استفاده شدند (جدول ۱). استفاده از این رویکرد چند مقیاسی نه تنها اطلاعات با ارزشی در مورد جهت و قدرت ارتباط بین حضور گونه و متغیرهای زیست محیطی اندازه گیری شده در اطراف آن در چندین مقیاس ارائه می‌دهد بلکه مدل‌های ایجاد شده با این رویکرد قدرت پیش‌یابی بهتری نسبت به رویکرد تک مقیاسی دارند (۹). در انتخاب این مقیاس‌ها، اندازه هسته مرکزی، گستره خانگی پرنده در زمان فصل تولید مثل (معادل سیماهای سرزمین به‌ترتیب با شعاع‌های ۱ و ۸ کیلومتر (۱۵)) و حداکثر جابجایی فاصله تغذیه‌ای آن (۳۸) درنظر گرفته شد. نقشه‌های رستری متغیرهای وابسته به مقیاس به کمک ابزار آماری focal در محیط ArcGIS، با اندازه‌گیری مقادیر متوسط سلول‌ها با اجرای پنجره‌های متحرک به شعاع‌های متناسب با هفت مقیاس انتخاب شده به مرکزیت هر سلول تولید شدند.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-03]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.3.6.7]
[DOI: 10.29252/ijae.6.3.1]

از داده پوشش گیاهی تهیه شده توسط آژانس فضایی اروپا (Climate Change Initiative-Land Cover (CCI-LC)) نسخه ۱/۶) با اندازه سلول نزدیک به ۳۰۰ متر به‌عنوان لایه پوشش گیاهی استفاده شد (۲۲). با وارد کردن لایه پوشش گیاهی به نرم‌افزار FRAGSTATS 4.2 (۴۲)، درصد پوشش‌های گیاهی مورد نظر (جدول ۱) به‌کمک پنجره متحرک با شعاع‌های مطابق با مقیاس‌های درنظر گرفته شده، مورد محاسبه قرار گرفتند. با کمک مدل رقومی ارتفاعی ASTER (اندازه سلول تقریباً ۳۰ متر و کسب شده از درگاه (https://lpdaac.usgs.gov)، فاکتورهای مهم تشریح کننده پستی و بلندی شامل ارتفاع از سطح دریا (برحسب متر)، شیب (درجه)، آزیموت (درجه) محاسبه شدند (جدول ۱). با کمک اطلاعات راه‌ها و مناطق مسکونی موجود در نقشه‌های توپوگرافی (۱:۲۵۰۰۰)، فاصله از راه‌ها و مناطق مسکونی (برحسب متر) در محیط QGIS مورد محاسبه قرار گرفتند.

قدرت پیش‌بینی کننده هر متغیر اندازه‌گیری شده در هر مقیاس از طریق ایجاد و آزمون مدل‌های تک متغیری با کمک روش 5-fold cross validation مورد ارزیابی قرار گرفتند (۹). متغیر زیست محیطی با بیشترین مقدار AUC test (Area under the receiver operating characteristic curve) در هر مقیاس، وارد مدل چند متغیر شد (۹). متغیرهای با مقدار AUC test کمتر از ۰/۵ وارد مدل چند متغیره نشدند و برای متغیرهای باقی مانده، قبل از ایجاد مدل چند متغیره میزان همبستگی براساس ضریب همبستگی پیرسون (r) آزمون شد. اگر میزان همبستگی بین دو متغیر بالای ۰/۷ بود تنها یکی از متغیرها با توجه به اهمیت بوم‌شناختی آن و مقدار بالای AUC test در مدل‌سازی وارد شد. مدل‌های چند متغیره با درنظر گرفتن مفاهیم سادگی و پیچیدگی مدل‌سازی ایجاد شدند. با استفاده از مدل‌های ساده (مدل‌های آماری) امکان برون‌یابی مدل، جهت شناسایی مناطق جدید حضور گونه در مناطق بدون اطلاعات صحرایی وجود دارد (۴۳). در کنار این مدل‌ها، با استفاده از مدل‌های پیچیده (مدل‌های یادگیری ماشینی)، امکان شناسایی صحیح فاکتورهای مؤثر در پراکندگی گونه‌ها وجود دارد. بر این اساس، در این مطالعه از چهار تکنیک مدل‌سازی GLM (۴۱)، MARS (Multivariate Adaptive Regression Splines) (۲۵)، MaxEnt (۴۶) و RF (۱۳)، برای مدل‌سازی زیستگاه تغذیه‌ای گونه استفاده شد. بعد از اجرای تکنیک‌های مدل‌سازی، نتایج مدل‌های با مقادیر AUC بالای ۰/۷ در یک چارچوب پیش‌یابی اجماعی ترکیب شدند (۶، ۴۳ و ۵۳). جهت انجام کلیه مراحل مدل‌سازی از نرم‌افزار ملحق شده مدل‌سازی گونه در محیط نرم‌افزار (SAHM: Software for Assisted Habitat Modeling) VisTrails استفاده شد. این نرم‌افزار هم سرعت مدل‌سازی را بالا می‌برد و هم کمک می‌کند یک مجموعه از داده‌های ورودی مختلف، مراحل قبل و بعد از فرایندکاری، و گزینه‌های مختلف مدل‌سازی اجرایی برای مدل‌سازی توزیع گونه که در محیط کاری نرم‌افزار VisTrails قرار دارند، نگهداری شود (۴۴). با استفاده از چارچوب پیش‌یابی اجماعی، هم می‌توان عدم اطمینان‌هایی که در هر مدل می‌تواند وجود داشته باشد را کاهش داد و هم می‌توان کارایی پیش‌یابی تکنیک‌های مختلف مدل‌سازی را افزایش داد (۵۳). از آنجایی‌که همه این مدل‌ها نیازمند داده‌هایی از موقعیت‌های عدم حضور گونه هستند، استفاده از داده‌های عدم حضور نادرست می‌تواند اعتبار پیش یابی این مدل‌ها را کاهش دهد (۱۷)، در نتیجه، برای ارزیابی مدل‌های توزیع، در این مطالعه از رویکرد استفاده از داده‌های عدم حضور کاذب (Pseudo-absence data) استفاده شد. داده های عدم حضور کاذب به تعداد ۱۰ برابری تعداد نقاط تغذیه‌ای (۱۷) در فضای ۹۵ درصدی چگالی ایجاد شده براساس روش Kernel تولید شدند. جهت ارزیابی صحت و توانایی تمایز مدل های توزیع از شاخص‌های AUC، TSS (True skill statistic) و درصدی از طبقه‌بندی صحیح (PCC: Percent correctly classified) استفاده شد (۲۴). داده‌های نقاط حضور و عدم حضور کاذب با کمک فرایند cross-validation، به تعداد ۵ مرتبه به‌صورت تصادفی

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-03]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.3.6.7]
[DOI: 10.29252/ijae.6.3.1]



شکل ۲. کارایی متغیرها در مدل‌های تک متغیره (نمودار نشان‌دهندهٔ قدرت ارتباط (اندازه‌گیری شده باAUC test) بین نقاط تغذیه‌ای کرکس مصری و هر متغیر زیست محیطی اندازه‌گیری شده در مقیاس‌های مختلف است. متغیرهای زیست محیطی با قدرت پیش‌بینی کننده ≤ ۰/۵ کارآیی ندارند. تنها متغیرهای وارد شده در مدل چند متغیره نشان داده شده‌اند.)

به داده‌های آموزش (۷۵ درصد داده‌ها) و داده‌های ارزیابی (۲۵ درصد داده‌ها) جهت ارزیابی توانایی کارایی مدل‌ها تقسیم شد. مدل اجماعی از ترکیب مدل‌های با شاخص AUC بالای ۰/۷ درست شد (۵۳). اهمیت متغیرهای زیست محیطی وارد شده در هر مدل براساس ضریب همبستگی پیرسون بین پیش‌بینی کننده‌های استاندارد و آنهایی‌که براساس ۵ بار جای‌گزاری تصادفی هر متغیر به‌صورت جداگانه به‌دست می‌آید، مورد سنجش قرار گرفت (۵۳). مقدار اهمیت متغیرها برای مدل‌های که که قدرت پیش‌یابی و صحت خوب (به ترتیب براساسAUC و TSS) داشتند، محاسبه شد.

نتایج و بحث

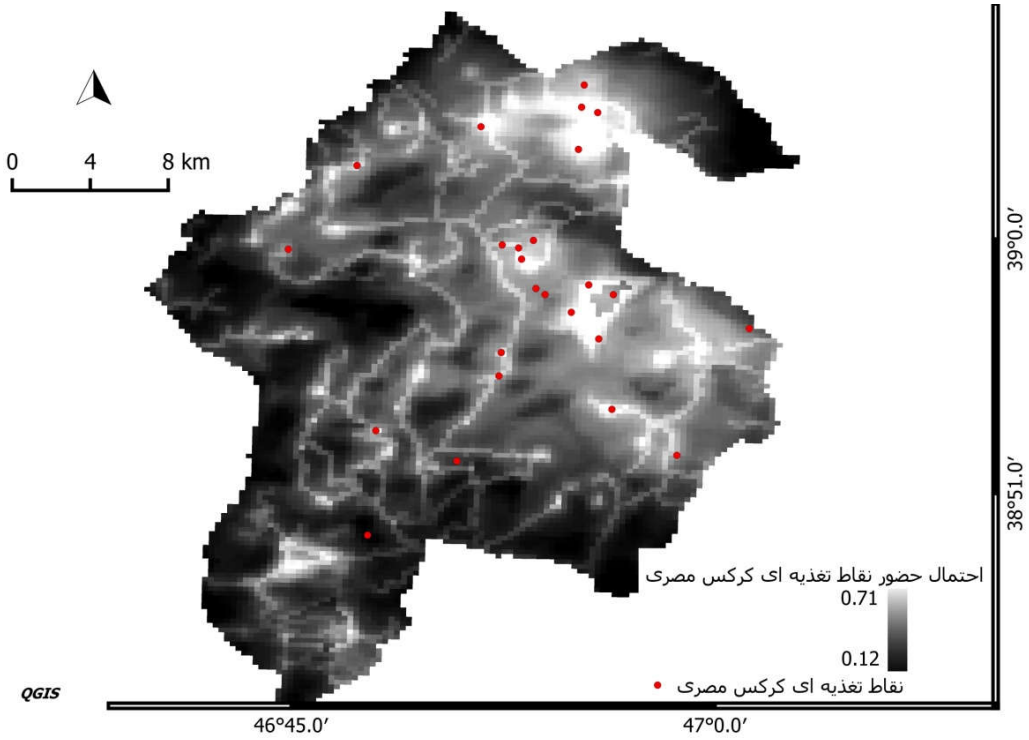
شکل ۲ نشان‌دهنده قدرت ارتباط AUC test به‌عنوان تخمینی از قدرت پیش‌بینی کننده) بین متغیرهای زیست محیطی اندازه‌گیری شده در مقیاس‌های مختلف با نقاط تغذیه‌ای کرکس مصری در منطقه حفاظت‌شده ارسباران است. تنها متغیرهای باقی‌مانده در مدل نهایی چندمتغیره نشان داده شده‌اند. متغیرهای ارتفاع از سطح دریا و درصد پوشش موزاییک درخت- بوته با علفی‌ها در مدل چند متغیره وارد نشدند (AUC test ≤۰/۵). متغیرهای پوشش درختی سوزنی‌برگ همیشه‌سبز در مقیاس ۱۱ کیلومتر و پوشش علفزار در مقیاس ۵ کیلومتر نیز به‌خاطر همبستگی بالا با متغیرهای دیگر از مدل نهایی کنار گذاشته شدند. در نهایت ۱۰ متغیر در مدل نهایی وارد شدند.

براساس معیار ارزیابی AUC به‌دست آمده از داده‌های کنار گذاشته شده جهت ارزیابی، کارایی تنها مدل‌های RF و MaxEnt بیشتر از ۰/۷ بوده (جدول ۲) که نشان‌دهنده صحت پیش‌یابی خوب این مدل‌ها است (۵۱). براساس مقادیر PCC، این مدل‌ها توانایی بالایی در طبقه‌بندی صحیح

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-03]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.3.6.7]
[DOI: 10.29252/ijae.6.3.1]

جدول ۲. کارایی مدل‌های توزیع زیستگاه تغذیه ای کرکس مصری در گستره بافری به شعاع ۱ و ۸ کیلومتر، منطقه حفاظت شده ارسباران

مدل	AUC (انحراف معیار)	TSS (انحراف معیار)	PCC (انحراف معیار)
GLM	۰/۵۲ (۰/۱۱)	۰/۰۲ (۰/۲۸)	۶۲/۸۰ (۵/۴۱)
MARS	۰/۵۲ (۰/۱۲)	۰/۰۹ (۰/۲۲)	۶۹/۵۰ (۱۲/۸۰)
MaxEnt	۰/۷۸ (۰/۰۹)	۰/۳۵ (۰/۱۶)	۷۶/۷۰ (۳/۴۰)
RF	۰/۷۶ (۰/۰۸)	۰/۱۵ (۰/۲۴)	۸۸/۴۰ (۵/۲۲)



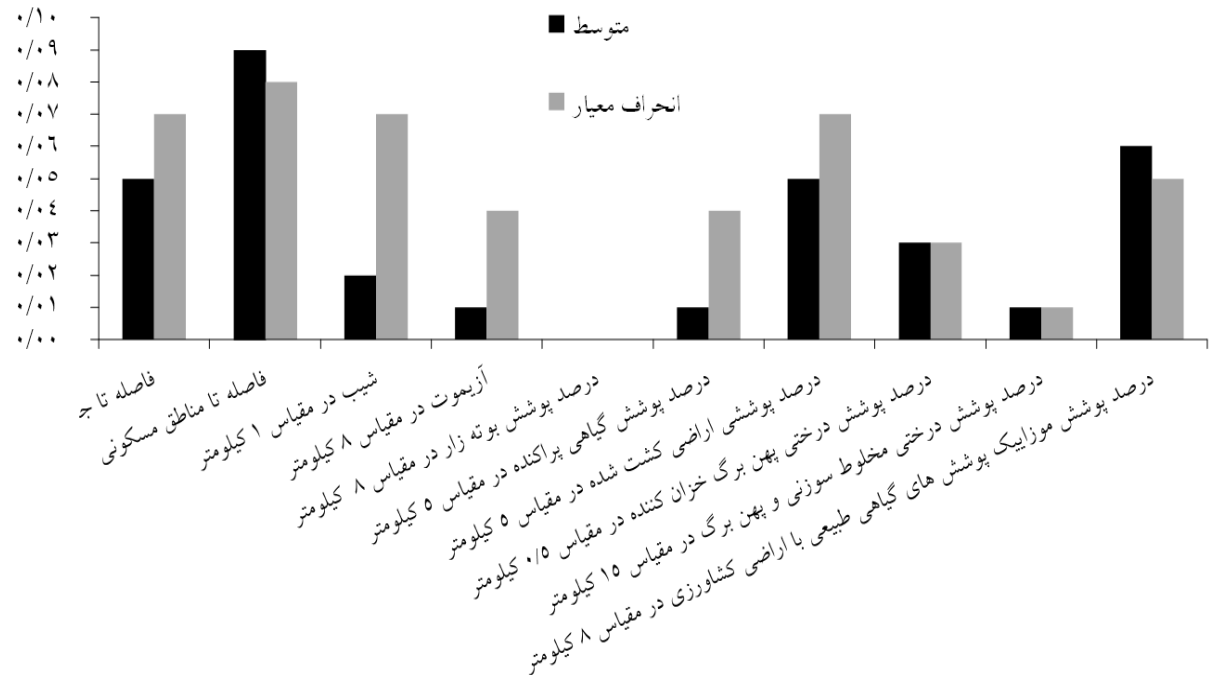
شکل ۳. نقشه مطلوبیت نقاط تغذیه‌ای کرکس مصری (*Neophron percnopterus*) در منطقه حفاظت‌شده ارسباران

نقاط تغذیه‌ای داشتند (به ترتیب ۸۸/۴۰ و ۷۶/۷۰ درصد؛ جدول ۲) (۳). ولی مقادیر متوسط و انحراف معیار TSS نشان‌دهنده صحت خوب تنها مدل MaxEnt می‌باشد (جدول ۲) (۴). بر این اساس، تنها از نتایج مدل MaxEnt برای تشریح اهمیت متغیرهای زیست محیطی مؤثر بر احتمال حضور نقاط تغذیه‌ای کرکس مصری در منطقه حفاظت‌شده ارسباران استفاده شد.

از آنجایی‌که مقدار AUC مدل‌های GLM و MARS پایین تر از ۰/۷ بودند در ساخت مدل اجماعی لازم برای تهیه نقشه احتمال توزیع نقاط تغذیه‌ای کرکس مصری (شکل ۳) استفاده نشدند.

با توجه به کارایی مدل MaxEnt براساس معیارهای ارزیابی AUC و TSS، از این مدل برای درک اهمیت اثر متغیرهای پیش‌بینی کننده بر متغیر احتمال حضور نقاط تغذیه‌ای کرکس مصری استفاده شد. با توجه به میانگین

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-03]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.3.6.7]
[DOI: 10.29252/ijae.6.3.1]



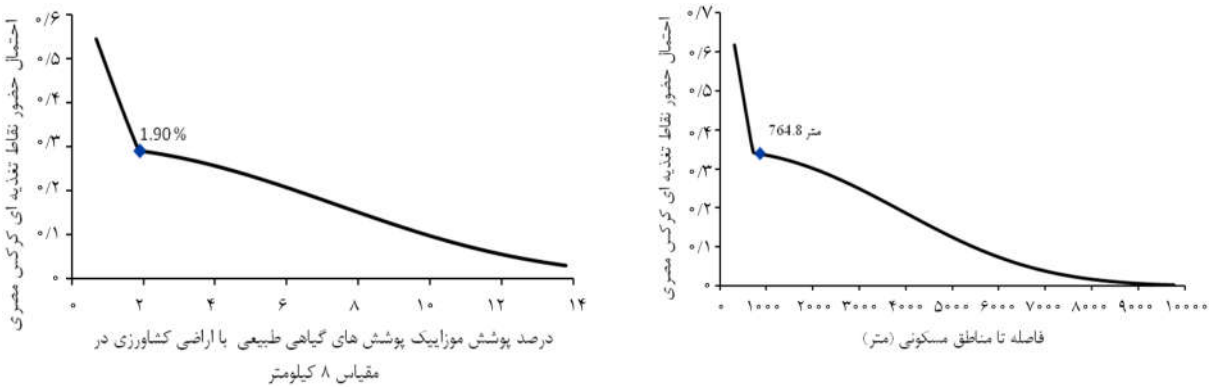
شکل ۴. مقادیر متوسط و انحراف معیار اهمیت متغیرهای زیست محیطی مستقل وارد شده در مدل نهایی MaxEnt (اهمیت متغیرهای زیست محیطی وارد شده در مدل براساس ضریب همبستگی پیرسون بین پیش‌بینی کننده‌های استاندارد و آنهایی‌که براساس ۵ بار جای‌گزاری تصادفی هر متغیر به‌صورت جداگانه به‌دست می‌آید، مورد سنجش قرار گرفته است)

اهمیت متغیرهای پیش‌بینی کننده، تنها دو متغیر درصد پوشش موزاییک پوشش‌های گیاهی طبیعی (درخت، درختچه و پوشش علفی) با اراضی کشاورزی در مقیاس ۸ کیلومتر و فاصله تا مناطق مسکونی دارای اهمیت بیشتری بودند و بقیه متغیرها با توجه به مقادیر میانگین و انحراف معیارشان، در پیش‌یابی احتمال حضور نقاط تغذیه‌ای پرنده نقش نداشتند (شکل ۴). منحنی‌های پاسخ تولید شده برای این دو متغیر، نشان می‌دهند که حضور نقاط تغذیه‌ای گونه با افزایش فاصله از مناطق مسکونی رابطه معکوس دارد. اما، آنها تمایل به تغذیه در نواحی با درصد تاج پوشش کمتری از موزاییک پوشش گیاهی طبیعی و کشت شده در گستره بافری به شعاع ۸ کیلومتر دارند (شکل ۵).

مطالعات زیادی به اهمیت بررسی دقیق الگوهای استفاده از زیستگاه در یک مقیاس متناسب با مقیاسی که توسط فرایندهای بوم‌شناختی تحت تأثیر قرار می‌گیرند، اشاره کرده‌اند (۸ و ۱۲).

با توجه به نقشه احتمال حضور گونه (شکل ۳)، نواحی شمال شرقی و شرق منطقه حفاظت شده ارسباران بیشترین مطلوبیت را برای تغذیه کرکس مصری مهیا می‌کند. در این مطالعه مشخص شد که کرکس مصری سعی می‌کند در انتخاب موقعیت نواحی تغذیه‌ای خود براساس شرایط فاکتورهای زیست محیطی موجود در داخل سیماهای سرزمین به شعاع ۸ کیلومتر (معادل اندازه گستره خانگی پرنده در فصل تولید مثل) نسبت به سیماهای سرزمین به اندازه گستره خانگی و حداکثر جابجایی تغذیه‌ای روزانه (به‌ترتیب ۱ و ۱۵ کیلومتر) بهتر پاسخ دهد. مهمترین عناصر سیمای منظر مؤثر در این انتخاب نیز وجود درصد پوشش پایینی از موزاییک پوشش گیاهی-کشاورزی و نزدیکی به مناطق مسکونی است. ترجیح کرکس مصری برای تغذیه در مناطق با موزاییکی از پوشش‌های گیاهی طبیعی و کشاورزی نشان‌دهنده اهمیت درکنار هم قرارگیری تیپ‌های زیستگاهی متنوع طبیعی و انسان‌ساخت برای افزایش

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-03]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.3.6.7]
[DOI: 10.29252/ijae.6.3.1]



شکل ۵. احتمال حضور نقاط تغذیه‌ای کرکس مصری برای متغیرهای مهم در مدل Maxent در منطقه حفاظت شده ارسباران

مطلوبیت زیستگاه تغذیه‌ای پرنده است. چنین زیستگاه‌هایی احتمال دارد که امکان تشخیص غذا و تغذیه راحت‌تر را برای پرنده نسبت به مناطق با پوشش متراکم افزایش دهد. این مناطق از جمله نواحی هستند که به‌طور مکرر توسط دام‌های اهلی می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد. مطالعه‌ای در شمال غربی اسپانیا روی نواحی آشیانه‌گذاری کرکس مصری نشان داد که پرنده تمایل دارد آشیانه‌های خود را نزدیک به مناطق مسکونی انتخاب کند (۱۶) ولی، یافته‌های دیگری (۳۹) نشان دادند که کرکس مصری برای آشیانه‌گذاری از مناطق متراکم انسانی در شمال شرقی اسپانیا اجتناب می‌کند. دلیل تفاوت این نتایج را نیز به تراکم‌های متفاوت کرکس مصری در دو منطقه مطالعاتی ارتباط داده‌اند و بیان کرده‌اند که کرکس مصری در تراکم‌های پایین سعی می‌کند آشیانه‌های خود را از مناطق مسکونی دور نگه دارد و برعکس در تراکم‌های بالا، نزدیکی آشیانه‌ها به مناطق مسکونی به‌خاطر وجود رقابت درون گونه‌ای برای محل‌های آشیانه‌گذاری اجتناب‌ناپذیر می‌شود. دلیل نزدیکی مناطق تغذیه‌ای کرکس مصری به مناطق مسکونی در این مطالعه می‌تواند به رهایی لاشه‌های حیوانات توسط مردم در اطراف سکونتگاه‌ها ارتباط داده شود. ولی برای اطمینان از اینکه آیا این مکانیسم در نزدیکی نقاط تغذیه‌ای کرکس به مناطق مسکونی نقش مؤثر دارد، نیاز به داشتن اطلاعات دقیق از توزیع، تراکم و نوع دام و لاشه‌های رها شده در اطراف روستاها وجود دارد. داشتن اطلاعات از رژیم غذایی پرنده در منطقه می‌تواند کمک زیادی در درک نقش سایر عوامل غذایی غیر از این فاکتور داشته باشد. به‌خاطر اینکه، بخش زیادی از رژیم غذایی پرنده می‌تواند از طعمه‌های وحشی شامل پستانداران کوچک جثه، ماهی، خزنده و پرنده باشد (۱۵). استفاده از این اطلاعات جزئی در کنار سایر متغیرهای زیست محیطی (به‌عنوان مثال، پوشش گیاهی) می‌تواند باعث افزایش کارایی مدل مطلوبیت زیستگاهی شود (۴۰).

به‌خاطر محدودیتی که در مدل‌سازی توزیع گونه‌ها وجود دارد باید در تفسیر نتایج این مطالعه احتیاط کرد. تفاوت بارزی بین فضای زیست محیطی و فضای جغرافیایی در مفهوم مدل‌سازی توزیع گونه‌ها وجود دارد. مدل‌سازی آشیان بوم‌شناختی، بین نقاط مشاهده گونه و شرایط زیست محیطی (فضای زیست محیطی) از لحاظ مکانی ارتباط برقرار می‌کند تا توزیع‌های مدل شده را در متن فضای جغرافیایی تصویر کند. بسیاری از روش‌های استفاده شده برای مدل‌سازی آشیان بوم‌شناختی، آشیان تحقق یافته یک گونه را برآورد می‌کنند که مشابه با آشیان واقعی آن نیست (۳۲). مطالعات تنوع زیستی براساس مدل‌سازی توزیع زیستگاه گونه‌ها کاملاً وابسته به داشتن داده‌های اولیه دقیق و طولانی مدت از حضور گونه‌ها است. بنابراین، جهت بالا بردن صحت، دقت و کاهش اریبی مطالعات وابسته به داده‌های حضور پیشنهاد می‌شود که در

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-03]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.3.6.7]
[DOI: 10.29252/ijae.6.3.1]

ساختار سازمان حفاظت محیط زیست، پایگاه داده کاملاً تخصصی برای نگهداری و بازیابی داده‌های حضور گونه‌ها ایجاد شود تا محققین و سایر ذی‌نفعان امر حفاظت در صورت لزوم بتوانند به این اطلاعات در سریع‌ترین راه ممکن برای پیشبرد اهداف حفاظت از تنوع زیستی دسترسی داشته باشند.

منابع مورد استفاده

۱. اسماعیلی، ع. ۱۳۸۹. تدوین راه‌کارهای مدیریتی و ارزیابی منطقه حفاظت شده ارسباران با استفاده از نقاط قوت، ضعف‌ها، فرصت ها، تهدیدها (SWOT). پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه آزاد اسلامی- واحد علوم و تحقیقات، تهران.

۲. منصوری، ج. ۱۳۹۲. راهنمای پرندگان ایران. انتشارات کتاب فرزانه، ۵۱۳ ص.

3. Allouche, O., A. Tsoar and R. Kadmon. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic. *Journal of Applied Ecology* 43: 1223-1232.
4. Araújo, M. B. and P. H. Williams. 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation* 96: 331-345.
5. Araújo, M. B., W. Thuiller and R. G. Pearson. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33: 1712-1728.
6. Araújo, M. B. and M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 22: 42-47.
7. Baker, B. W., B. S. Cade, W. L. Mangus and J. L. McMillen. 1995. Spatial analysis of sandhill crane nesting habitat. *Journal of Wildlife Management* 59: 752-758.
8. Beasley, J. C., T. L. DeVault, M. I. Retamosa and O. E. Jr. Rhodes. 2007. A hierarchical analysis of habitat selection by raccoons in northern Indiana. *Journal of Wildlife Management* 71: 1125-1133.
9. Bellamy, C. C. and J. D. Altringham. 2015. Predicting species distributions using record centre data: multi-scale modelling of habitat suitability for bat roosts. *PLoS ONE* 10: e0128440.
10. BirdLife International. 2016. Neophron percnopterus. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22695180A90559652. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22695180A90559652.en. Downloaded on 08 May 2017.
11. Bourg, N. A., W. J. McShea and D. E. Gill. 2005. Putting a CART before the search: successful habitat prediction for a rare forest herb. *Ecology* 86: 2793-2804.
12. Bradter, U., W. E. Kunin, J. D. Altringham, T. J. Thom and T. G. Benton. 2013. Identifying appropriate scales of predictors in species distribution models with the random forest algorithm. *Methods in Ecology and Evolution* 4:167-174.
13. Breiman, L. 2001. Random forest. *Machine Learning* 45: 5-32.
14. Brotons, L., W. Thuiller, M. B. Araújo and A. H. Hirzel. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27: 437-448.
15. Carrete, M. J. M., J. L. Grande, J. A. Tella, J. A. Sanchez-Zapata, R. Donazar, Dıaz-Delgado and A. Romo. 2007. Habitat, human pressure, and social behavior: partialling out factors affecting large-scale territory extinction in an endangered vulture. *Biological Conservation* 136:143-154.
16. Ceballos, O. and J. A. Donázar. 1989. Factors influencing the breeding density and nest–site selection of the Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*). *Journal für Ornithology* 130: 353-359.
17. Chefaoui, R. M. and J. M. Lobo. 2008. Assessing the effects of pseudo-absences on predictive distribution model performance. *Ecological Modelling* 210(4):478-486.
18. Cunningham, M. A. and D. H. Johns on. 2006. Proximate and landscape factors influence grassland bird distributions. *Ecological Applications* 16: 1062-1075.
19. Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudık, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. E. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz and N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
20. Elith, J. and C. H. Graham. 2009[a]. Do they? How do they? Why do they? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32: 66-77.
21. Engler, R., A. Guisan and L. Rechsteiner. 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology* 41: 263-274.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-03]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.3.6.7]
[DOI: 10.29252/ijae.6.3.1]

22. ESA (European Space Agency). CCI Landcover product. 2014. User Guide Version 2.4, ESA CCI LC project.
23. Ferrier, S., G. Watson, J. Pearce and M. Drielsma. 2002. Extended statistical approaches to modeling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species- level modeling. *Biodiversity Conservation* 11: 2275-2307.
24. Fielding, A. H. and J. F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
25. Friedman, J. H. 1991. Multivariate Adaptive Regression Splines. *The Annals of Statistics* 19: 1.
26. Guisan, A. and N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
27. Guisan, A. and W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
28. Habibzadeh, N., S. K. Karami, Alavipanh and B. Riazie. 2013. Landscape requirements of Caucasian grouse (Lyrurus mlokosiewiczi) in Arasbarn region, east Azerbijan, Iran. *The Wilson Journal of Ornithology* 125(1): 140-149.
29. Habibzadeh, N. and O. Rafieyan. 2016. Land cover patterns surrounding Caucasian grouse (*Lyrurus mlokosiewiczi*) leks in Arasbaran region, East Azerbaijan, Iran. *Wildlife Research* 43: 267-275.
30. Hernandez, P. A., C. H. Graham, L. L. Master and D. L. Albert. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29: 773-785.
31. Hirzel, A. H. and G. Le Lay. 2008. Habitat suitability modeling and niche theory. *Journal of Applied Ecology* 45: 1372-1381.
32. Kahler, B. M. and V. S. Cavalieri. 2014. Modelling Great Lakes Piping Plover habitat selection during the breeding period from local to landscape scales. Upper Mississippi River and Great Lakes Region Joint Venture Technical Report No. 2014-1, Bloomington, MN, USA.
33. de Knegt, H. J., F. van Langevelde, M. B. Coughenour, A. K. Skidmore, W. F. de Boer, I. M. A. Heitkonig, N. M. Knox, R. Slotow, C. van der Waal and H. H. T. Prins. 2010. Spatial autocorrelation and the scaling of species-environment relationships. *Ecology* 91: 2455-2465.
34. Loiselle, B. A., C. A. Howell, C. H. Graham, J. M. Goerck, T. Brooks, K. G. Smith and P. H. Williams. 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology* 17: 1591-1600.
35. LO´ PEZ-LO´ PEZ, P. S., A. R. CLARA GARCI´ and V. URIOS. 2014. Food predictability determines space use of endangered vultures: implications for management of supplementary feeding. *Ecological Applications* 24(5): 938-949.
36. Manel, S., J. M. Dias and S. J. Ormerod. 1999. Comparing discriminant analysis, neural networks and logistic regression for predicting species distributions: a case study with a Himalayan river bird. *Ecological Modelling* 120: 337-347.
37. Manel, S., S. T. Buckton and S. J. Ormerod. 2000. Testing large-scale hypotheses using surveys: the effects of land use on the habitats, invertebrates and birds of Himalayan rivers. *Journal of Applied Ecology* 37: 756-770.
38. Margalida, A. and Colomer, M. A. 2012. Modelling the effects of sanitary policies on European vulture conservation. *Scientific Reports* 2: 753; DOI:10.1038/srep00753.
39. Margalida, A., D. García and A. Cortés-Avizanda. 2007. Factors influencing the breeding density of Bearded Vultures, Egyptian Vultures and Eurasian Griffon Vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. *Animal Biodiversity and Conservation* 30(2): 189-200.
40. Mateo-Tomás, P. and P. P. Olea. 2015. Livestock-driven land use change to model species distributions: Egyptian vulture as a case study. *Ecological Indicators* 57: 331-340.
41. McCullagh, P. and J. A. Nelder. 1989. Generalized Linear Models. 2nd edn. Chapman and Hall, London, 532 p.
42. McGarigal, K., S. A. Cushman and E. Ene. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.
43. Merow, C., M. J. Smith, J. T. C. Edwards, A. Guisan, S. M. McMahon, S. Normand, W. Thuiller, R. O. Wüest, N. E. Zimmermann and J. Elith. 2014. What do we gain from simplicity versus complexity in species distribution models? *Ecography* 37: 1267-1281.
44. Morisette, J. T., C. S. Jarnevich, T. R. Holcombe, C. B. Talbert, D. Ignizio, M. K. Talbert, C. Silva, D. Koop, A. Swanson and N. E. Young. 2013. VisTrails SAHM: Visualization and work flow management for species habitat modeling. *Ecography* 36: 129-135.
45. Orrock, J. L., J. F. Pagels, W. J. McShea and E. K. Harper. 2000. Predicting presence and abundance of a small mammal species: the effect of scale and resolution. *Ecological Applications* 10: 1356-1366.
46. Phillips, S. J., R. P. Anderson and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-03]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.3.6.7]
[DOI: 10.29252/ijae.6.3.1]

47. Prabodh Chander, K. H. 2013. Home range use of winter migratory vultures in and around Jorbeer, Bikaner (Rajasthan) India. *Bioscience Discovery* 4(1): 96-99.
48. Raxworthy, C. J., E. Martinez-Meyer, N. Horning, R. A. Nussbaum, G. E. Schneider, M. A. Ortega-Huerta and A. T. Peterson. 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426: 837-841.
49. Rodríguez, J. P., L. Brotons, J. Bustamante and J. Seoane. 2007. The application of predictive modeling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions* 13: 243-251.
50. Suárez-Seoane, S., P. E. Osborne and J. C. Alonso. 2002. Large-scale habitat selection by agricultural steppe birds in Spain: identifying species-habitat responses using generalized additive models. *Journal of Applied Ecology* 39: 755-771.
51. Swets, J. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240: 1285-1293.
52. Thompson, C. M. and K. McGarigal. 2002. The influence of research scale on bald eagle habitat selection along the lower Hudson River, NewYork (USA). *Landscape Ecology* 17: 569-586.
53. Thuiller, W., B. Lafourcade, R. Engler and M. B. Arau´jo. 2009. BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369-373.
54. Wiens, J .A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.
55. Wilson, K. A., M. I. Westphal, H. P. Possingham and J. Elith. 2005. Sensitivity of conservation planning to different approaches to using predicted species distribution data. *Biodiversity Conservation* 122: 99-112.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-03]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1396.6.3.6.7]
[DOI: 10.29252/ijae.6.3.1]