مدل‌سازی پراکنش قوچ و میش اصفهان در منطقه حفاظت شده تنگ صیاد براساس بهبود اریب داده‌های حضور و انتخاب متغیرهای مناسب با استفاده از حداکثر آنتروپی

علی جعفری[۱*]، روح‌اله میرزایی[۲] و رسول زمانی احمدمحمودی[۱]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۸/۴ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱۱/۲۱)

چکیده

در این پژوهش با استفاده از روش مدل‌سازی حداکثر آنتروپی، الگوی پراکنش قوچ و میش در منطقه حفاظت شده تنگ صیاد بررسی شد. بدین منظور، ۸ متغیر محیطی و ۹۸ نقطه حضور قوچ و میش استفاده شد. دو نگرش به منظور بهبود کارایی فرآیند مدل‌سازی شامل کاهش اریب در داده‌های حضور و انتخاب متغیرهای پیش‌بینی کننده با توجه به عملکرد نهایی مدل استفاده شد. با استفاده از چهار حد آستانه گوناگون (10P, F10, LPT , ETS) پراکنش بالقوه گونه در منطقه برآورد شد. نتایج حاصل از مدل با استفاده از آماره‌های مبتنی بر حدآستانه (Sensivity, Specifity, Kappa, TSS)، آزمون دوجمله‌ای، آزمون ویلکاکسون و آماره سطح زیرمنحنی (AUC) ارزیابی شد و اهمیت نسبی متغیرها براساس آزمون جک‌نایف مشخص شد. نتایج نشان داد که پراکنش‌های پیش‌بینی شده به‌خوبی با داده‌های حضور همخوانی دارند (حداقل ۰/۷۷ مربوط به تمام متغیرها با نقاط انتخابی و حداکثر ۰/۸۲ مربوط به متغیرهای انتخابی با نقاط انتخابی). نتایج آماره‌های مبتنی بر حدآستانه مشخص کرد که موفقیت پیش‌بینی برای قوچ و میش نسبتاً خوب است. شیب و فاصله تا روستا مهم‌ترین متغیرهای پیش‌بینی کننده بودند. به‌طور کلی نتایج نشان داد که کارایی مدل با انتخاب مناسب متغیرها و کاهش اریب در داده‌های حضور بهبود می‌یابد.

واژه‌های کلیدی: مدل‌سازی آشیان بوم شناختی، حداکثر آنتروپی ، قوچ و میش، منطقه تنگ صیاد

۱. گروه شیلات و محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد
۲. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه کاشان
* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: jafari.ali@nres.sku.ac.ir

مقدمه

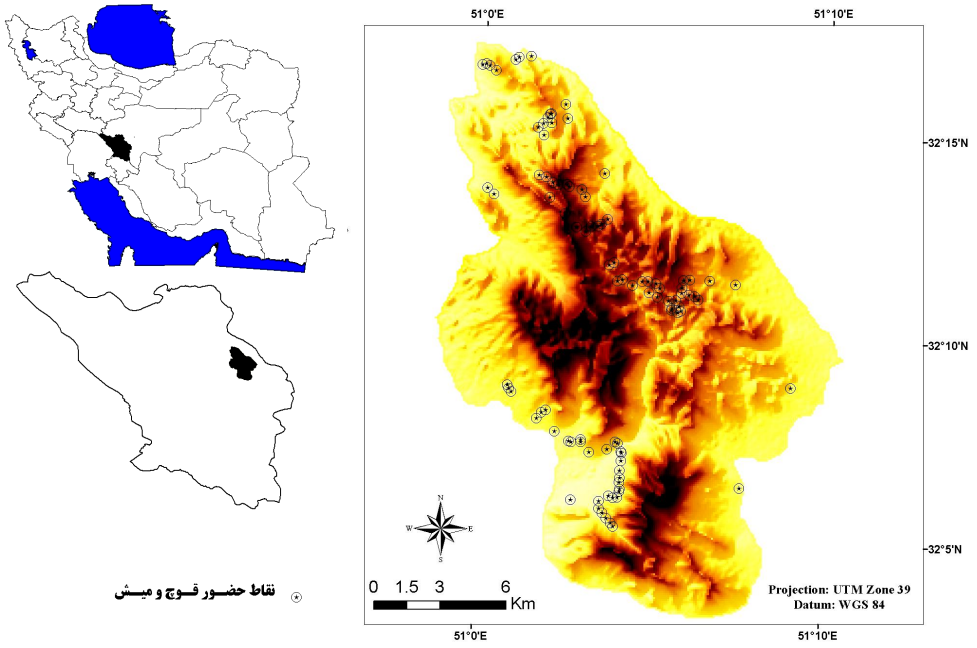
مدل‌های پراکنش گونه‌ای (Species Distribution Models) الگوریتم‌های تحلیلی و یا آماری هستند که می‌توانند پراکنش واقعی یا بالقوه گونه را با ارتباط دادن مشاهدات میدانی و لایه‌های متغیرهای محیطی پیش‌بینی کنند. تاکنون مجموعه گسترده‌ای از مدل‌های آماری و مبتنی بر یادگیری ماشین معرفی شده‌اند (۱۷، ۱۹ و ۲۴). گروه ویژه‌ای از مدل‌های پراکنش گونه‌ای تنها مبتنی بر نقاط حضور هستند (۲۴). کارایی روش‌های مدل‌سازی مبتنی بر نقاط حضور، متأثر از انتخاب نقاط پس‌زمینه، متغیرهای پیش‌بینی کننده، پیچیدگی انتخاب پارامترهای مدل‌سازی و مهم‌تر از همه وضعیت نقاط حضور می‌باشند (۱۸، ۲۰، ۲۲، ۲۸، ۳۳، ۳۴، ۳۶ و ۳۷). در کنار این مشکلات، فعل و انفعالات زیستی ممکن است کاربرد مدل‌ها را براساس پیش‌بینی کننده‌های غیرزیستی محدود کند (۲۸).

در ایران نیز اخیراً، مدل‌سازی پراکنش گونه‌ای بسیار مورد توجه قرار گرفته است و در مقیاس‌های مختلف و روش‌های گوناگون انجام شده است (۱، ۴، ۷، ۹، ۱۰، ۱۱، ۱۲، ۱۳ و ۲۱). چنین مدل‌سازی‌هایی هم برای گونه‌های جانوری و هم برای گونه‌های گیاهی صورت گرفته است. مطالعات مربوط به گونه‌های گیاهی دارای تعداد بیشتر و تنوع بیشتر در روش‌های مورد استفاده است و به‌نظر می‌رسد دلیل آن نیز تعیین راحت‌تر نقاط حضور گونه‌های گیاهی نسبت به گونه‌های جانوری است. از مهم‌ترین این مطالعات می‌توان به مطالعات سنگونی و همکاران (۶)، ساکی و همکاران (۵)، زارع چاهوکی و همکاران (۴)، پیری صحراگرد و همکاران (۲) و رحمتی و همکاران (۳) اشاره کرد که برای مدل‌سازی پراکنش گونه‌های مختلف گیاهی به ترتیب از تحلیل عاملی آشیان اکولوژیک، رگرسیون لجستیک، رگرسیون لجستیک، رگرسیون لجستیک و مدل شبکه عصبی مصنوعی استفاده کرده‌اند. اما در ارتباط با تعیین پراکنش گونه‌های جانوری، نبود اطلاعات کافی نقاط حضور گونه‌ها و هم‌چنین نقشه‌های رقومی با کیفیت دو مشکل عمده مدل‌سازی‌های صورت گرفته در ایران است. جمع‌آوری نقاط حضور و عدم حضور فرآیندی سیستماتیک و طولانی‌مدت است، و در نتیجه، تمایل به استفاده از نمایه‌های گونه‌ها و مهم‌تر، گفتگو با محیط‌بانان و اعتماد به گفته‌های آنها، بسیار رواج یافته است. یک مدل‌سازی پراکنش خوب نیاز دارد تا اولاً نقاط حضور از کل منطقه حضور گونه جمع‌آوری شده باشد و ثانیاً به‌صورت سامان‌مند (سیستماتیک) جمع‌آوری شده باشد تا بدون اریب باشد. اگر تعداد نقاط حضور زیاد باشد، تا حدودی می‌توان از این مشکل صرف‌نظر کرد (۳۵)، همان‌طور که در بسیاری از مطالعات جهانی از داده‌های موزه‌ای در کنار داده‌های میدانی برای دوره‌های زمانی مختلف استفاده کرده‌اند، اما متاسفانه نقاط حضور گونه‌ها در کشور زیاد نیست و اصولاً تعداد کم نقاط، مشکلی دیگر در مدل‌سازی است. متغیرهای مورد استفاده در مدل‌سازی در ایران هم بیشتر از هر چیز متأثر از وجود اطلاعات است تا مبتنی بر بوم شناسی گونه‌ها و معمولاً این لایه‌ها هم دارای همگنی زمانی و مکانی نیستند. مشکل سومی که نسبت به دو مشکل اول کمرنگ‌تر است دانش فنی کم نسبت به فرآیند مدل‌سازی و نرم‌افزارهای مورد استفاده است. برطرف کردن دو مشکل اول، کار سهل و آسانی نیست و به زمانی طولانی و هزینه زیاد نیاز دارد و از حیطه وظایف بوم‌شناسان خارج است؛ اما مشکل سوم با افزایش دانش فنی به راحتی قابل برطرف کردن است. استفاده از فرآیند مدل‌سازی صحیح و معتبر تا حدودی و در بخشی از موارد نیز می‌تواند تا حدی دو مشکل ذکر شده را برطرف کند. بنابراین، هدف از این پژوهش این است تا با استفاده از مطالعه‌ای موردی درباره قوچ و میش در منطقه حفاظت‌شده تنگ صیاد، نشان داده شود چگونه می‌توان با داده‌های نقاط حضور معمولی و متغیرهای محیطی مورد استفادهٔ اکثر مطالعات ایرانی، مدل‌سازی پراکنش بهتری انجام داد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه تنگ صیاد ناحیه کوهستانی و نسبتاً مرتفع با مختصات



شکل ۱. موقعیت منطقه مورد مطالعه در استان و ایران و نقاط حضور قوچ و میش در منطقه

´ ۵۹ °۵۰ تا ´ ۹ °۵۱ طول شرقی و ´ ۳۱ °۳۲ تا ´ ۱۷ °۳۲ عرض شمالی و حدود ۲۷۰۰۰ هکتار مساحت است و شامل منطقه حفاظت شده و پارک ملی می‌باشد (شکل ۱). ۲۰ تیپ گیاهی و ۲۵۲ گونه گیاهی متعلق به ۵۲ تیره که حدود ۳۰ گونه انحصاری ایران می‌باشد در منطقه جمع آوری و شناسایی گردیده که نشان‌دهنده اهمیت این ذخیره‌گاه ژنتیکی و حدود ۷۰ گونه دارای ارزش گیاهی می باشند. تاکنون در منطقه مذکور ۲۴ گونه پستاندار از ۱۹ جنس متعلق به ۱۴ خانواده، ۷۰ گونه پرنده از ۵۴ جنس متعلق به ۳۵ خانواده، ۲۶ گونه خزنده و ۴ گونه دوزیست شناسایی شده است (۸).

روش کار

در این تحقیق از ۹۸ نقطه حضور قوچ و میش برای مدل‌سازی استفاده شد. خود همبستگی مکانی (spatial autocorrelation) میان نقاط حضور با استفاده از شاخص Morans I بررسی شد. اریب‌های جغرافیایی در نقاط حضور با استفاده از نرم‌افزار OccurrenceThinner 1.03 کاهش یافت. فرآیند کاهش نقاط در این نرم‌افزار مبتنی بر تراکم نقاط در منطقه است که توسط تابع تراکم کرنل تعیین می‌شود (۳۵). نقشه تراکم کرنل با استفاده از تابع تحلیل مکانی نرم‌افزار ArcGIS 10.1 ایجاد شد. فرآیند کاهش نقاط نیز ۱۰ بار تکرار شد و پیرو آن ۱۰ خروجی به‌دست آمد. چون فرآیند کاهش نقاط براساس تابع تراکم کرنل است، در هر مرتبه خروجی متفاوتی به‌دست می‌آید. بنابراین نقاطی که بیشترین حضور را در ۱۰ خروجی داشتند انتخاب شدند. به منظور ارزیابی اثر کاهش نقاط حضور بر کارایی فرآیند مدل‌سازی، مدل‌های مبتنی بر نقاط حضور کاهش یافته با مدل‌هایی که از تمام نقاط استفاده کردند با یکدیگر مقایسه شدند. متغیرهای پیش‌بینی کننده در دو مرحله انتخاب شدند. در مرحله اول که مرحله‌ای پیش‌انتخاب است، ۸ متغیر براساس اطلاعات موجود، کیفیت اطلاعات، همبستگی بین متغیرها و بوم شناسی گونه انتخاب شد (جدول ۱). در مرحله دوم، کارایی پیش‌بینی هشت متغیر با استفاده از نرم‌افزار MMS 1.03 بررسی شد (۳۵). با استفاده از این نرم‌افزار ۲۵۵ ترکیب مختلف از هشت متغیر مورد بررسی قرار گرفت و کارایی آنها با استفاده از آماره سطح زیرمنحنی (AUC) مورد سنجش قرار گرفت و ۱۰ ترکیب بهتر برای شناسایی متغیرهای مناسب مدل‌سازی مورد

جدول ۱. متغیرهای محیط زیستی انتخابی برای مدل‌سازی پراکنش قوچ و میش در منطقه تنگ صیاد

ردیف	متغیر	نام اختصاری
۱	ارتفاع	Elevation
۲	شیب	Slope
۳	جهت	Aspect
۴	فاصله تا چشمه	Dis_t_Spring
۵	فاصله تا رودخانه	Dis_t_m_river
۶	فاصله تا روستا	Dis_t_Vil
۷	فاصله تا جاده	Dis_t_road
۸	زمین‌شناسی	Geology

استفاده قرار گرفت. مدل‌سازی در چهار حالت شامل استفاده از تمام نقاط حضور و نقاط حضور کاهش یافته و تمام متغیرها و متغیرهای انتخابی با استفاده از نرم‌افزار Maxent 3.3.3k انجام شد.

داده‌های حضور گونه‌ها، به دو گروه داده‌های آموزش (۷۵٪) و داده‌های آزمون (۲۵٪) تقسیم شد. نقاط پس‌زمینه به صورت تصادفی از تمام منطقه مورد مطالعه انتخاب شد. نقشه پراکنش گونه‌ها براساس ۱۰ مرتبه اجرای مدل‌سازی و ۱۰۰۰ تکرار تولید شد و نقشه میانگین پیش‌بینی شده با اندازه پیکسل ۳۰×۳۰ متر به‌عنوان نقشه نهایی ارائه شد. برای حساسیت‌سنجی مدل و مشخص کردن متغیرهای مهم در پراکنش، از تحلیل جک‌نایف استفاده شد. برای ارزیابی نتایج مدل‌سازی آماره تحلیل منحنی ویژگی عامل دریافت کننده (ROC) استفاده شد. مساحت زیر منحنی AUC با امتیاز ۱ به‌معنی پیش‌بینی کامل و AUC با امتیاز ۰/۵ به‌معنی پیش بینی تصادفی است. AUC بین ۰/۷ تا ۰/۸ بیانگر یک مدل خوب، بین ۰/۸ تا ۰/۹ مدل عالی و AUC بیش از ۰/۹ بیانگر پیش‌بینی بسیار عالی مدل است (۲۳).

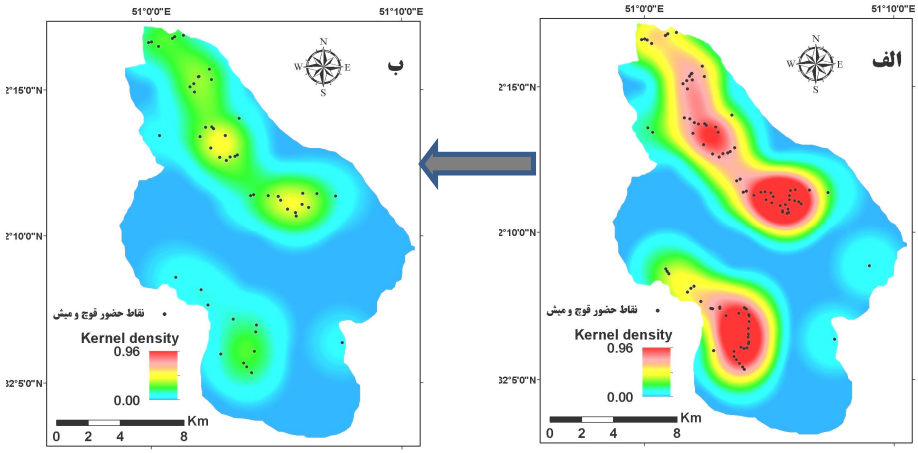
چهار حدآستانه‌ای که بیشتر از همه مورد استفاده قرار گرفته‌اند (۱۵، ۱۷، ۲۶، ۳۶ و ۳۷) به‌منظور تهیه نقشه حضور گونه از نقشه پیوسته، مورد استفاده قرار گرفتند. این حدآستانه‌ها عبارتند از F10 (Fixed cumulative value 10)، 10P (Percentile training presence)، LPT (Minimumtraining presence) و ETS (Equal training sensitivity and specificity). برای صحت‌سنجی نقشه‌های حضور و عدم حضور نیز از چهار آماره Kappa، TSS (True statistic skill)، Sensivity و Specifity استفاده شد (۱۱). آماره Kappa، مبتنی بر صحت کلی پیش‌بینی‌های مدل با توجه به صحت مورد انتظار در حالت تصادفی عمل می‌کند. محدوده این آماره از ۱- تا ۱+ است که ۱+ نشانگر تطابق کامل و مقادیر صفر و کمتر از آن نشانگر این است که مدل عملکردی بهتر از حالت تصادفی نداشته است. آماره TSS نیز مانند آماره Kappa، خطاهای حذف‌شدگی و لحاظ شدگی را درنظر می‌گیرد و دارای محدوده ۱- تا ۱+ است که ۱+ نشانگر تطابق کامل و مقادیر صفر و کمتر از آن نشانگر این است که مدل عملکردی بهتر از حالت تصادفی نداشته است. مقادیر TSS کمتر از ۰/۲ نشان‌دهنده عملکرد ضعیف، بین ۰/۲ و ۰/۶ نشانه نسبتاً خوب و بیش از ۰/۶ نشانگر عملکرد خوب مدل‌سازی است (۲۵).

نتایج

نتایج بررسی همبستگی مکانی نشان داد که نقاط حضور قوچ و میش در سطح یک درصد دارای خودهمبستگی مکانی هستند ($z\text{-core} = 2.61$, $p < 0.01$). شکل ۲ نقشه تراکم نقاط حضور قوچ و میش را قبل و بعد از حذف اریب در داده‌های حضور نشان می‌دهد. پس از کاهش اریب در داده‌ها، تعداد نقاط مورد استفاده برای مدل‌سازی به ۵۱ نقطه کاهش یافت.

نتایج ترکیب‌های مختلف متغیرهای پیش‌بینی کننده در جدول ۲ آورده شده است. مهم‌ترین متغیرهای شناسایی شده برای قوچ و میش متغیرهای ارتفاع، شیب، فاصله تا چشمه، فاصله تا رودخانه، فاصله تا جاده و فاصله تا روستا بودند.

میزان AUC برای تمام حالت‌ها بیش از ۰/۷۰ به‌دست آمد که نشانگر پیش‌بینی خوب مدل در مقابل AUC با مقدار ۰/۵ که



شکل ۲. اثر کاهش نقاط حضور بر اریب جغرافیایی نقاط حضور قوچ و میش

جدول ۲. نتایج فرآیند شناسایی متغیرهای مهم در مدل‌های با امتیاز بالا برای گونهٔ قوچ و میش

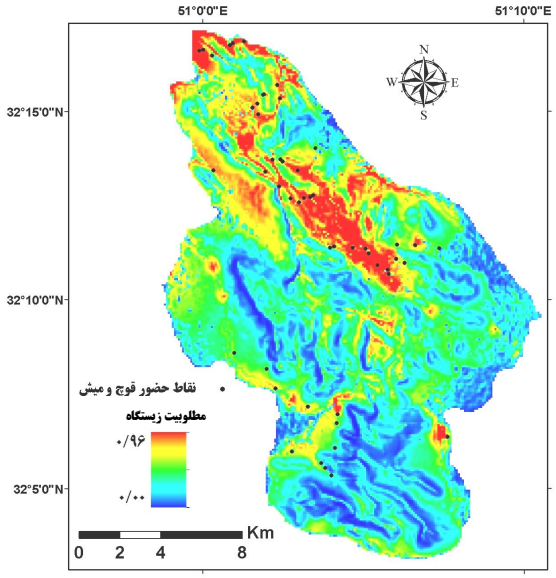
متغیر	ارتفاع	شیب	جهت	فاصله تا چشمه	فاصله تا رودخانه	فاصله تا جاده	فاصله تا روستا	زمین‌شناسی
قوچ و میش	۴	۹	۲	۷	۱۰	۷	۱۰	۰

هر سلول جدول تعداد فراوانی متغیر مورد نظر را در ۱۰ اجرای بهتر (مشخص شده براساس سطح زیرمنحنی) نشان می‌دهد.

به‌معنی تصادفی بودن پیش‌بینی است می‌باشد (binomial tests, P<0.001). نتایج نشان داد که کاهش تعداد متغیرها براساس روش انجام شده، مدل بهتری با سطح زیرمنحنی بیشتری را به همراه داشته است (جدول ۳)؛ اما در زمینه حذف اریب در نقاط مشاهده‌ای در حالت استفاده از تمام متغیرها، کاهش نقاط حضور، عملکرد مدل را بهبود نداده است و در حالت متغیرهای انتخابی، عملکرد مدل بهبود یافته است. آزمون ویلکاکسون (WSRT) نشان داد که تفاوت‌های سطح زیرمنحنی برای مدل‌ها معنی‌دار است (P =0.006).

نقشه پیوسته مطلوبیت زیستگاه یا احتمال پراکنش گونهٔ قوچ و میش در منطقه در شکل ۳ آورده شده است.

درصد سهم نسبی متغیرهای مورد استفاده در مدل‌سازی پراکنش قوچ و میش در منطقه در جدول ۴ آورده شده است. این جدول براساس اجرای حداکثر آنتروپی بدون تحلیل جک‌نایف تولید شده است؛ بنابراین نتایج آن متفاوت از تحلیل جک‌نایف است. براساس این رویکرد، شیب با ۳۲/۹٪ و فاصله تا روستا با ۲۹/۷٪ برای قوچ و میش مهم‌ترین عوامل اثرگذار بر پراکنش این گونه بودند.



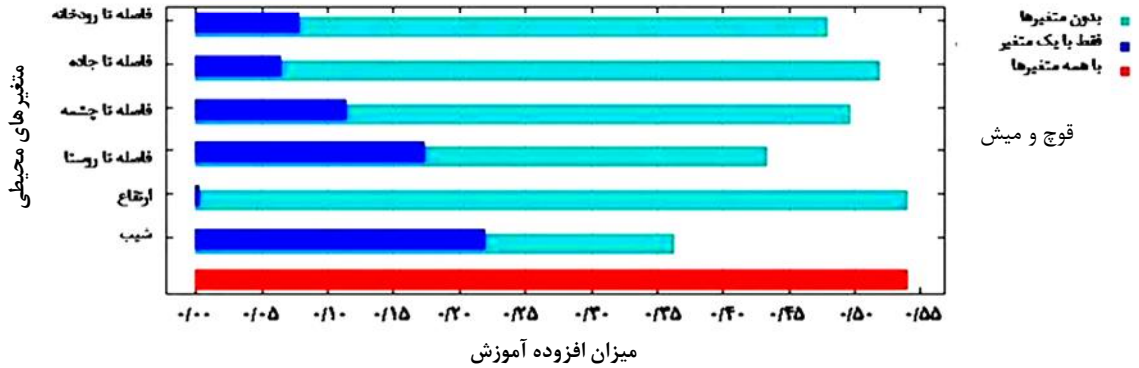
شکل ۳. نقشه مطلوبیت زیستگاه (پراکنش) گونهٔ قوچ و میش در منطقه تنگ صیاد

جدول ۳. اثر کاهش اریب در نقاط مشاهداتی و انتخاب متغیرهای محیط‌زیستی بر عملکرد فرآیند مدل‌سازی (AUC) پراکنش گونهٔ قوچ و میش

گونه	تمام متغیرها		متغیرهای انتخابی	
	تمام نقاط	نقاط انتخابی	تمام نقاط	نقاط انتخابی
قوچ و میش	۰/۷۸۴	۰/۷۷۳	۰/۷۹۴	۰/۸۱۹

جدول ۴. درصد سهم نسبی متغیرها در مدل‌سازی پراکنش قوچ و میش در منطقه مورد مطالعه

متغیر	نام اختصاری	درصد سهم
ارتفاع	elevation	۰
شیب	slope	۳۲/۹
جهت	aspect	–
فاصله تا چشمه	dis_t_spring	۱۷/۵
فاصله تا رودخانه	Dis_t_m_river	۱۶/۱
فاصله تا روستا	Dis_t_vil	۲۹/۷
فاصله تا جاده	Dis_t_road	۳/۷
زمین‌شناسی	geology	–



شکل ۴. آزمون جک‌نایف برای بررسی اهمیت هر کدام از متغیرهای محیطی در توسعه مدل گونهٔ قوچ و میش در منطقه تنگ صیاد (رنگی در نسخه الکترونیکی)

شکل ۴ نیز، نتایج تحلیل جک‌نایف را نشان می‌دهد. این منحنی شامل دستیابی به افزوده در سه حالت مختلف است. شیب متغیری است که با حذف آن بیشترین کاهش در افزوده اتفاق می‌افتد. حالت دوم مربوط به زمانی است که مدل‌سازی تنها براساس وجود یک متغیر انجام می‌شود و براساس آن میزان افزوده برآورد می‌گردد. در این حالت نیز مهم‌ترین متغیر برای قوچ و میش شیب است. به‌طور کلی تحلیل جک نایف مؤید نتایج خروجی خود حداکثر آنتروپی است و طبق هر دو روش، شیب برای قوچ و میش مهم‌ترین متغیر است.

نقشه پراکنش بالقوه (حضور و عدم حضور) این گونه در شکل ۴ و نتایج صحت‌سنجی نقشه‌های تولیدی در جدول ۵ آورده شده است. طبق نقشه‌های تولیدی، مشخص است که

جدول ۵. نتایج چهار معیار صحت‌سنجی مختلف برای ایجاد نقشه حضور و عدم حضور گونهٔ قوچ و میش براساس چهار حدآستانه مختلف انتخابی

معیار	قوچ و میش			
	10P	F10	LPT	ETS
kappa	۰/۱۱	۰/۱۱	۰/۱۴	۰/۱۴
TSS	۰/۴۱	۰/۳۳	۰/۲۹	۰/۴۹
Sensitivity	۰/۹۱	۰/۹۱	۱	۰/۷۵
Specificity	۰/۴۹	۰/۴۱	۰/۲۹	۰/۷۴
درصد پراکنش	۴۴	۵۸/۷	۷۰/۵	۲۵/۵

تغییر حدآستانه‌ها باعث تغییر در برآورد پراکنش گونهٔ مورد نظر شده است. روش LPT بیشترین برآورد پراکنش و روش ETS کمترین برآورد را به‌همراه داشته است. نتایج صحت‌سنجی نشان می‌دهد که روش ETS بیشترین صحت را دارد. طبق معیار TSS، عملکرد تمام روش‌ها تقریباً خوب است (۰/۲–۰/۶). نتایج معیار kappa بسیار کم‌تر از TSS به‌دست آمد و این موضوع مؤید این مطلب است که احتمالاً شاخص kappa به‌ویژه برای مدل‌سازی با نمونه‌های کمتر دارای کارایی پائینی است. طبق حدآستانه‌های مختلف، درصد پراکنش به‌دست آمده بسیار متفاوت است و بیشترین درصد پراکنش برای حدآستانه LPT و کمترین آن برای حدآستانه ETS به‌دست آمده است. با توجه به آماره TSS و درصد پراکنش نتیجه‌گیری می‌شود که حدآستانه بهینه، ETS است چون با کمترین درصد پراکنش بیشترین مقدار برای آماره TSS به‌دست آمده است.

بحث و نتیجه‌گیری

در پژوهش حاضر، شیب و فاصله تا روستا، مهمترین عوامل اثرگذار بر پراکنش قوچ و میش شناسایی شدند. شیب ۵–۲۰٪ مطلوب‌ترین شیب زیستگاهی قوچ و میش شناسایی شد؛ و فاصله ۸–۱۳ کیلومتر فاصله از روستای بهینه برای این گونه شناسایی شد. فاصله کمتر از آن مطلوبیت کم و بیش از آن بدون مطلوبیت است. سرهنگ‌زاده و همکاران (۷) دریافتند که در فصول مختلف سال، متغیرهای فاصله تا نزدیک‌ترین منبع آب، شیب، ارتفاع از سطح دریا، پوشش گیاهی، جهت جغرافیایی، فاصله تا جاده و فاصله تا روستا در تعیین مطلوبیت زیستگاه قوچ و میش نقش داشتند (۹). پژوهش حاضر نشان داد در منطقه تنگ صیاد با افزایش شیب بر مطلوبیت زیستگاه قوچ و میش افزوده می‌شود. ملکی و همکاران (۱۳)، در پناهگاه حیات وحش موته اصفهان، گلجانی و همکاران (۱۲)، در پژوهشی در منطقه حفاظت شده جاجرود و قندالی (۱۱)، در پژوهشی در پارک ملی کویر نشان دادند که شیب یکی از عوامل مؤثر بر پراکنش قوچ و میش می‌باشند. پژوهش حاضر نشان داد که فاصله تا روستا نیز یکی از متغیرهای مهم در پراکنش قوچ و میش است که با پژوهش سرهنگ‌زاده و همکاران (۷) همخوانی دارد.

اثر انتخاب متغیرها بر مدل‌سازی پراکنش گونه‌ای به‌طور گسترده بحث شده است (۲۹، ۳۲، ۳۳ و ۳۶). اگر چه استفاده از رویکردهایی برای انتخاب متغیرها و پیچیدگی مدل، اقدامی معمول است که در بسیاری از مدل‌سازی‌های پراکنش گونه‌ای انجام می‌شود، اما چنین رویکردهایی به‌طور معمول همراه مدل‌سازی با حداکثر آنتروپی انجام نمی‌شود. استفاده از نقاط حضور کاهش یافته به‌طور کلی باعث مدل‌های پراکنش گونه‌ای با قابلیت انتقال بهتری می‌شود، اما این اثر با استفاده از آزمون ویلکاکسون معنی‌دار نبود و در مقایسه با انتخاب متغیرها کم بود. با این وجود، به‌نظر می‌رسد که این رویکرد ممکن است در شرایطی که اریب در داده‌ها بیشتر باشد یا همبستگی مکانی بین متغیرهای محیطی قوی‌تر باشد، مفید واقع شود. سایر رویکردهایی که برای برخورد با اریب در داده‌های حضور پیشنهاد شده‌اند عبارتند از معرفی نوع یکسان از اریب در نقاط پس‌زمینه با استفاده از نقشه اریب رستری در حداکثر آنتروپی یا از طریق کاربرد تحلیل سطح روند (۱۴، ۲۹ و ۳۱). تاکنون رویکردهای آماری گوناگونی برای مشخص کردن خودهمبستگی مکانی استفاده شده‌اند (۱۶). اگرچه انتظار

می‌رود که کاهش اریب در نقاط حضور بیشتر مدل‌ها را بهبود بخشد، اما این مسئله ممکن است همیشه درست نباشد. در حقیقت، این فرآیند ممکن است باعث حذف داده‌های مفید شود، به‌خصوص هنگامی‌که مناطق دارای نقاط متراکم دارای شیب‌های بوم‌شناختی تند طی فواصل جغرافیایی کوتاه باشند (۳۵).

انتخاب حدآستانه گام مهمی در تعیین نقشه نهایی پراکنش گونه‌ها است؛ و به توجه ویژه‌ای نیاز دارد. برای گونه‌های با امتیازهای پیش‌بینی پایین، حدآستانه بهینه به شدت بین روش‌های مورد استفاده فرق می‌کند، که همین موضوع تحت این شرایط ویژه، معیار نامعتبری برای طبقه‌بندی می‌شود (۱۵).

مک‌فرسون و همکاران (۳۰) با شبیه‌سازی‌های متعدد نشان دادند که آماره کاپا، که در زمینه بوم شناسی زیاد استفاده می‌شود، به‌طور ذاتی نسبت به مساحت پراکنش برآوردی حساس است، که این موضوع نشانگر وابستگی تک‌نمایی است که بیشترین وابستگی در سطوح متوسط پراکنش برآوردی مشاهده شده است. این اریب در پژوهش‌های متعددی ذکر شده است (۱۵ و ۲۷). آماره TSS تمام ویژگی‌های آماره کاپا مانند سادگی محاسبه را دارد و مهم‌ترین مزیت آن عدم حساسیت به درصد پراکنش است. انتظار این است که وقتی نسبت حضور و عدم حضور مساوی هستند آماره کاپا مساوی TSS به‌دست آید. اریب ایجاد شده برای کاپا به‌دلیل نسبت غیریکسان داده‌های حضور و عدم حضور در مجموعه آزمون باعث شده است که پیشنهاد شود که داده‌های حضور که برای آزمون مدل استفاده می‌شوند حدود ۵۰٪ داده‌ها را تشکیل دهند. متاسفانه این پیشنهاد در عمل دارای محدودیت‌هایی است، به‌ویژه برای گونه‌های نادری که تعداد نقاط حضور اندکی از آنها موجود است. آماره TSS این پیشنهاد را بدون اینکه نقاط بیشتری لازم باشد عملی می‌سازد.

انتخاب متغیر گامی مهم در مدل‌سازی است چون پراکنش مکانی گونه‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهد (۱۶). اگر چه تمرکز این مقاله بر رویکردهای مختلف انتخاب متغیرها نبود، نتایج نشان داد که رویکرد مورد استفاده برای انتخاب متغیرها، عملکرد مدل‌سازی را بهبود بخشیده است که این امر توسط سایر پژوهش‌ها هم تأیید شده است (۱۷). در این پژوهش، اگرچه تفاوت تعداد هشت متغیر اولیه و شش متغیر انتخابی زیاد نیست، اما چگونگی انتخاب شش متغیر از بین تمام متغیرها اهمیت داشته است. به هر حال همان‌طور که توسط سایر مطالعات نیز اشاره شده است لحاظ کردن متغیرهای محیطی دیگر ممکن بود پیش‌بینی مدل‌ها را بهبود بخشد (۱۷)؛ البته، برخی محققین مانند دراکه و همکاران (۱۹) مشاهده کردند که اطلاعات مفیدی می‌تواند با مدل‌های SVM به‌دست آید. در این خصوص، حتی با متغیرهای محیطی بیشتر علی‌رغم وابستگی بیشتر، نتایج ممکن است بهتر شوند. در مقابل، گویسان و همکاران (۲۳) درباره فرآیند انتخاب گام به گام متغیرها براساس معیار آیکه (AIC) اخطار دادند، زیرا تغییرات کوچک در داده‌های پاسخ ممکن است منجربه تغییرات گسترده در انتخاب مدل نهایی شود. این ناهمخوانی بین متغیرهای انتخابی هم‌چنین توسط مانل و همکاران (۲۹) برای مدل‌سازی برخی گونه‌های پرندگان مشاهده شده است. به هر حال اگرچه در این پژوهش سعی شد روشی برای انتخاب بهتر متغیرهای پیش‌بینی کننده معرفی شود، باید اشاره کرد که این روش برای انتخاب بهترین متغیرها از بین متغیرهایی است که قرار است وارد فرآیند مدل‌سازی شود و نمی‌تواند جبرانی برای فرآیند گزینش اولیه متغیرهای پیش‌بینی کننده باشد.

سپاسگزاری

نویسندگان مراتب سپاس و قدردانی خود را از معاونت پژوهشی دانشگاه شهرکرد به‌خاطر حمایت مالی انجام این تحقیق ابراز می‌دارند.

منابع مورد استفاده

۱. امیدی، ف.، م. کابلی، م. کرمی، ع. سلمان ماهینی و ب. حسن‌زاده کیابی. ۱۳۸۹. مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه پلنگ ایرانی (*Panthera pardus saxicolor*) به‌روش تحلیل عاملی آشیان بوم شناختی (ENFA) در پارک ملی کلاه قاضی، استان اصفهان. *مجله علوم و تکنولوژی محیط زیست* ۱۲: ۱۴۸-۱۳۸.

۲. پیری صحراگرد، ح.، م. ع. زارع چاهوکی و ح. آذرنیوند. ۱۳۹۳. مدل‌سازی پراکنش گونه‌های گیاهی در مراتع غرب حوض سلطان استان قم با روش رگرسیون لجستیک. *نشریه مرتعداری* ۱(۱): ۱۱۳-۹۴.

۳. رحمتی، ز.، م. ترکش اصفهانی، س. پورمنافی و م. وهابی. ۱۳۹۴. تعیین رویشگاه بالقوه گونه گیاهی کما (*Ferula ovina* Boiss) با استفاده از مدل شبکه عصبی مصنوعی در منطقه فریدونشهر اصفهان. *مجله بوم شناسی کاربردی* ۱۱: ۵۲-۴۱.

۴. زارع چاهوکی، م. ع.، ل. خلاصی اهوازی و ح. آذرنیوند. ۱۳۹۳. مدل‌سازی پراکنش گونه‌های گیاهی براساس عوامل خاک و توپوگرافی با استفاده از روش رگرسیون لجستیک در مراتع شرق سمنان. *نشریه مرتع و آبخیزداری* ۶۷(۱): ۵۹-۴۵.

۵. ساکی، م.، م. ترکش اصفهانی، م. بصیری و م. وهابی. ۱۳۹۱. کاربرد مدل لجستیک درختی در تعیین رویشگاه بالقوه گونه گیاهی گون زرد *Astragalus verus*. *مجله اکولوژی کاربردی* ۲: ۳۷-۲۷.

۶. سنگونی، ح.، ح. کریم‌زاده، م. وهابی و م. ترکش اصفهانی. ۱۳۹۱. تعیین رویشگاه بالقوه گون سفید (*Astragalus gossypinus Fischer*) در منطقه غرب اصفهان با تحلیل عاملی آشیان اکولوژیک. *مجله کاربرد سنجش از دور و GIS در علوم منابع طبیعی* ۲: ۱۳-۱.

۷. سرهنگ‌زاده، ج. آ. ر. یاوری، م. ر. همامی، ح. ر. جعفری و ب. شمس اسفندآباد. ۱۳۹۲. مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه قوچ و میش (*Ovis Orientalis*) با استفاده از رویکرد تحلیل عامل آشیان بوم شناختی در منطقه حفاظت‌شده کوه بافق. *مجله پژوهش‌های محیط زیست* ۸: ۱۸۲-۱۶۹.

۸. شیوندی، د. و ع. نظریان. ۱۳۸۶. سیمای طبیعی مناطق تحت مدیریت استان چهارمحال و بختیاری. انتشارات اداره کل حفاظت محیط زیست استان چهارمحال و بختیاری، شهرکرد، ۱۲۰ ص.

۹. فراشی، آ.، م. کابلی و م. کرمی. ۱۳۹۰. بررسی مقدماتی وضعیت گونه راکون (*Procyon lotor* (Linnaeus, 1758)) به‌عنوان یک گونه مهاجم جدید برای ایران (منطقه مورد مطالعه: پناهگاه حیات وحش لوندویل). *مجله تاکسنومی و بیوسیستماتیک* ۷: ۸۵-۷۱.

۱۰. فراشی، آ.، م. کابلی و آ. مؤمنی. ۱۳۸۹. مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه بز و پازن (*Capra aegagrus*) به‌کمک روش تحلیل عاملی آشیان بوم شناختی (ENFA) در پارک ملی کلاه قاضی، استان اصفهان. *نشریه محیط‌زیست طبیعی* ۶۳: ۷۳-۶۳.

۱۱. قندالی، م. ۱۳۸۹. مقایسه ارزیابی زیستگاه با استفاده از روش‌های مدل خطی تعمیم یافته و تجزیه و تحلیل فاکتورهای آشیان بوم شناختی برای گوسفند وحشی (*Ovis orientalis*) در پارک ملی کویر. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه تهران.

۱۲. گلجانی، ر.، م. کابلی، م. کرمی، ب. نعیمی و ا. علیزاده شعبانی. ۱۳۸۹. مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه پاییزه گوسفند وحشی البرز مرکزی (*Ovis gmelini X O. vignei*) در مجموعه حفاظت شده جاجرود . *مجله منابع طبیعی ایران* ۶۳(۲):۱۸۶-۱۷۲.

۱۳. ملکی نجف‌آبادی، س.، م. ر. همامی و ع. سلمان‌ماهینی. ۱۳۸۹. تعیین مطلوبیت زیستگاه قوچ و میش اصفهانی (*Ovis orientalis isphahanica*) در پناهگاه حیات وحش موته با استفاده از روش تحلیل عاملی آشیان بوم شناختی. *نشریه محیط‌زیست طبیعی*۶۳: ۲۸۹-۲۷۹.

14. Acevedo, P., A. Jiménez-Valverde, J. M. Lobo and R. Real. 2012. Delimiting the geographical background in species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 39: 1383-1390.

15. Allouche, O., A. Tsoar and R. Kadmon. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223-1232.
16. Arau jo, M. B. and A. Guisan. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33: 1677-1688.
17. Bedia, J., J. Busque and J. M. Gutie´rrez. 2011. Predicting plant species distribution across an alpine rangeland in northern Spain. A comparison of probabilistic methods. *Applied Vegetation Science* 14: 415-432.
18. Dormann, C. F., J. M. McPherson, M. B. Araújo, R. Bivand, J. Bolliger, G. Carl, R. G. Davies, A. Hirzel, W. Jetz, W. D. Kissling, I. Kühn, R. Ohlemüller, P. R. Peres-Neto, B. Reineking, B. Schröder, F. M. Schurr and R. Wilson. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30: 609-628.
19. Drake, J. M., C. Randin and A. Guisan. 2006. Modelling ecological niches with support vector machines. *Journal of Applied Ecology* 43: 424-432.
20. Elith, J., M. Kearney and S. Phillips. 2010. The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution* 1: 330-342.
21. Erfanian, B., S. H. Mirkarimi, A. Salman Mahini and H. R. Rezaei. 2013. A presence-only habitat suitability model for Persian leopard *Panthera pardus saxicolor* in Golestan National Park, Iran. *Wildlife Biology* 19(2):170-178.
22. Giovanelli, J. G. R., M. F. De Siqueira, C. F. B. Haddad and J. Alexandrino. 2010. Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: how the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. *Ecological Modelling* 221: 215-224.
23. Guisan, A., T. C. Edwards and T. Hastie. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89-100.
24. Guisan, A. and N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecoogical Modeling* 135:147-186.
25. Jones, C. C., S. A. Acker and C. B. Halpern. 2010. Combining local and large-scale models to predict the distributions of invasive plant species. *Ecological Applications* 20(2): 311-326.
26. Kramer-Schadt, S., J. Niedballa, J. D. Pilgrim, B. Schröder, J. Lindenborn, V. Reinfelder, M. Stillfried, I. Heckmann, A. K. Scharf, D. M. Augeri, S. M. Cheyne, A. J. Hearn, J. Ross, D. W. Macdonald, J. Mathai, J. Eaton, A. J. Marshall, G. Semiadi, R. Rustam, H. Bernard, R. Alfred, H. Samejima, J. W. Duckworth, C. Breitenmoser-Wuersten, J. L. Belant, H. Hofer and A. Wilting. 2013. The importance of correcting for sampling bias in Maxent species distribution models. *Diversity and Distributions* 19: 1366-1379.
27. Lantz, C. A. and E. Nebenzahl. 1996. Behavior and interpretation of the k statistic: resolution of two paradoxes. *Journal of Clinical Epidemiology* 49:431-434.
28. Leathwick, J. R. and M. P. Austin. 2001. Competitive interactions between tree species in New Zealand's old-growth indigenous forests. *Ecology* 82: 2560-2573.
29. Manel, S., J. M. Dias, S. T. Buckton and S. J. Ormerod. 1999. Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan river birds. *Journal of Applied Ecology* 36: 734-747.
30. McPherson, J. M., W. Jetz and D. J. Rogers. 2004. The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? *Journal of Applied Ecology* 41:811-823.
31. Phillips, S. J., M. Dudík, J. Elith, C. H. Graham, A. Lehmann, J. Leathwick and S. Ferrier. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19: 181-197.
32. Reineking, B. and B. Schroder. 2006. Constrain to perform: Regularization of habitat models. *Ecoogical Modeling* 193: 675-690.
33. Rodda, G. H., C. S. Jarnevich and R. N. Reed. 2011. Challenges in identifying sites climatically matched to the native ranges of animal invaders. *PLOS ONE* 6: 1-18.
34. Rödder, D. and S. Lötters. 2010. Explanative power of variables used in species distribution modelling: An issue of general model transferability or niche shift in the invasive Greenhouse frog (*Eleutherodactylus planirostris*). *Naturwissenschaften* 97: 781-796.
35. Verbruggen, H., L. Tyberghein, G. S. Belton, F. Mineur, A. Jueterbock, G. Hoarau, C. F. Gurgel and O. De Clarck. 2013. Improving transferability of introduced species' distribution models: new tools to forecast the spread of a highly invasive seaweed. *PLOS ONE* 8(6): 1-13
36. Warren, D. L. and S. N. Seifert. 2010. Environmental niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications* 21: 335-342.
37. Wolmarans, R., M. P. Robertson and B. J. Van Rensburg. 2010. Predicting invasive alien plant distributions: how geographical bias in occurrence records influences model performance. *Journal of Biogeography* 37: 1797-1810.