

ارزیابی شاخص‌های محیط‌زیستی در انتخاب زیستگاه یوزپلنگ آسیایی (*Acinonyx jubatus venaticus*; Griffith, 1821) به کمک داده‌های سری زمانی دورسنجی (مطالعه موردی: مجموعه حفاظتی توران)

- **فرزانه کرمانی:** دانشکده محیط زیست، سازمان حفاظت محیط زیست، کرج، ایران
- **بهزاد رایگان:** دانشکده محیط زیست، سازمان حفاظت محیط زیست، کرج، ایران
- **باقر نظامی‌بلوچی*:** دانشکده محیط زیست، سازمان حفاظت محیط زیست، کرج، ایران
- **حمید گشتاسب:** دانشکده محیط زیست، سازمان حفاظت محیط زیست، کرج، ایران
- **حسن خسروی:** گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، صندوق پستی: 4111
- **حمیدرضا حیدری:** گروه محیط زیست، دانشکده محیط زیست و شبالت، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، صندوق پستی: 49175-487

تاریخ پذیرش: بهمن 1395

تاریخ دریافت: آبان 1395

چکیده

شناخت عوامل موثر بر انتخاب زیستگاه می‌تواند نقش مهمی برای توصیف پراکنش گونه‌ها داشته باشد و این امکان را فراهم کند که بتوان بین زیستگاه‌های مختلف از نظر کیفیت تفاوت قائل شد. برآورد و نقشه‌سازی مناسب زیستگاه، نقش مهمی در برنامه‌ریزی حفاظت گونه‌های در خطر انقراض ایفا می‌کند. هدف از این پژوهش ارزیابی مطلوبیت زیستگاه یوزپلنگ آسیایی با استفاده از روش بیشترین بی‌نظمی (MaxEnt) بر اساس شاخص‌های محیط زیستی و پاسخ یوزپلنگ به تغییرات معنادار پوشش گیاهی و دمای سطح زمین طی 15 سال اخیر در مجموعه حفاظتی توران می‌باشد. داده‌های حضور یوز از سال 2001 تا 2015 و شاخص‌هایی از قبیل فاصله از پراکنش سمداران منطقه، فاصله از منابع آبی، تغییرات پوشش گیاهی و تغییرات دمای سطح زمین از سال 2001 تا 2015، پراکنش و دمای سالیانه مورد بررسی قرار گرفتند. نتایج نشان داد 20% وسعت منطقه جزء طبقه مطلوب زیستگاه قرار دارد. بر اساس نتایج، متغیر فاصله از منابع آبی و تغییرات شاخص پوشش گیاهی عمودی، منحصر به فردترین اطلاعات را در اختیار قرار می‌دهند. همچنین مطلوبیت زیستگاه وابستگی زیادی به پراکنش گونه‌های جبیر، قوچ و میش و آهو دارد. نتایج گویای این است که پراکنش یوز غالباً در مناطق دشتی و تپه ماهوری است. همچنین بر اساس نتایج، این گونه از کوهستان‌ها و ارتفاعات فاصله می‌گیرد چرا که در اشغال گونه رقیب آن، یعنی پلنگ است.

کلمات کلیدی: MaxEnt، شاخص‌های محیط‌زیستی، شاخص پوشش گیاهی، مطلوبیت زیستگاه

مقدمه

تامین پناه، دارای اهمیت است (Spong, 2002). به همین دلیل بررسی روند تغییرات پوشش گیاهی می‌تواند بر رفتار گیاهخواران مفید باشد (Willis, 2015). این بینش می‌تواند موجب بهبود مدیریت و حفاظت گیاهخواران و به دنبال آن گوشتخواران و همچنین تشخیص نیازهای حفاظتی آن‌ها در آینده گردد (D'Amen و همکاران، 2013). درک بسیاری از عوامل غیر رویشی مانند: منابع آب، ارتفاع، شیب، درجه حرارت، در دسترس بودن طعمه و میزان بارش سالانه نیز در زیستگاه گونه‌ها حائز اهمیت است (Guisan و Zimmermann, 2000). بر این اساس شناخت عوامل موثر بر انتخاب زیستگاه می‌تواند نقش مهمی برای توصیف پراکنش گونه‌ها داشته و این امکان را فراهم کند تا بتوان بین زیستگاه‌های مختلف از نظر کیفیت تفاوت قائل شد (Franklin, 2010). برآورد و نقشه‌سازی مناسب زیستگاه نقش مهمی در

اکوسیستم‌های خشکی موزاییکی از منابع زیستی متفاوت هستند که شامل اکوسیستم‌های زمینی و آبی می‌شوند. این گونه‌ها جانوری را نیز تحت تاثیر قرار می‌دهد (Bowden و همکاران، 2015). زیستگاه نیز قسمتی از یک اکوسیستم است که پناه، غذا و امنیت را برای بقای موجودات مقیم آن فراهم می‌کند (Isbell و همکاران، 2015). اعتقاد بر این است که یک گونه، محدوده‌ی خاص و ترکیبی از متغیرهای محیط زیستی را برای افزایش بقا و تولیدمثل انتخاب می‌کند (Broekhuis, 2007). در مورد حیوانات خشکی، پوشش گیاهی به عنوان امنیت (Yamaguchi و همکاران، 2003)، مکان‌های تولیدمثل (Broekhuis, 2007) و به طور مستقیم به عنوان منبع غذا برای گونه‌های گیاهخوار و غیرمستقیم برای گونه‌های گوشتخوار از جمله در



برنامه‌ریزی جهت حفاظت از گونه‌های در معرض خطر انقراض ایفا می‌کند. رویکردی که در سال‌های اخیر در ارزیابی زیستگاه گونه‌های حیات وحش اهمیت بالایی یافته است، رویکرد مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه است. این رویکرد با بکارگیری تحلیل‌های آماری چند متغیره و سامانه اطلاعات جغرافیایی احتمال حضور و یا عدم حضور گونه در مجموعه‌ای از شرایط زیستگاهی را برآورد می‌کند (Guisan و Zimmermann، 2000؛ Manly و همکاران، 2007). روش حداکثر بی‌نظمی یکی از روش‌های حضور است که در سال 2004 ارائه شده و به دلیل داشتن مزیت‌های زیاد (Phillips و همکاران، 2006؛ Kumar و Stohlgren، 2009)، می‌تواند به عنوان ابزار پشتیبان تصمیم‌گیری، نقش مهمی در برنامه‌های حفاظتی و مدیریتی گونه‌های در معرض خطر داشته باشد (Hemami و Bashari، 2013).

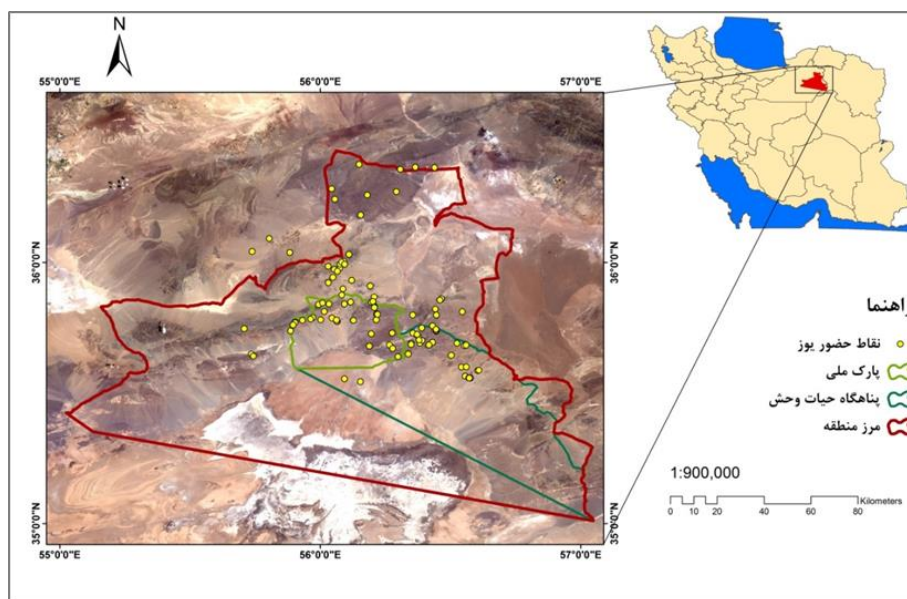
یوزپلنگ که در گروه با اهمیت‌ترین گونه‌های حیات وحش دنیا می‌باشد، در کل محدوده پراکنش خود دارای پنج زیرگونه می‌باشد. زیرگونه آسیایی یوز (*Acinonyx jubatus venaticus*) که براساس (IUCN، 2016) وضعیت حفاظتی آن بحرانی (Cr1) است، امروزه تنها در ایران زیست می‌کند (Nowell و Jackson، 1996) و طی چند دهه اخیر وجود گزارش‌های پراکنده از یوز و نمایه‌های آن، نشانگر این است که در طول این مدت، جمعیت یوزپلنگ تا دو سوم کاهش یافته است (Hemami، 2005). علاوه بر جمعیت، سطح اشغال شده توسط یوزپلنگ نیز در سده اخیر کاهش یافته است (Nowell و Jackson، 1996؛ Hunter و همکاران، 2007). این موارد باعث شده تا حفاظت از یوزپلنگ آسیایی طی دهه گذشته مورد توجه قرار گیرد (Jowkar و همکاران، 2008). باتوجه به تعداد بسیار اندک جمعیت یوز در طبیعت (Hunter و همکاران، 2007) و از آنجا که تخریب و از بین رفتن زیستگاه مهم‌ترین عامل انقراض گونه‌ها می‌باشد (Reynolds و همکاران، 2001)، لذا از روش مدل‌سازی توزیع گونه به عنوان ابزاری موثر و کارآمد استفاده شده است تا مناطق مطلوب زیست گونه (Rodriguez و همکاران، 2007؛ Guisan و همکاران، 2013؛ Franklin، 2010؛ Addison و همکاران، 2013)، در مهم‌ترین زیستگاه یوز در کشور (نظامی و اژدری، 1395) شناسایی شود. این روش‌ها در پیش‌بینی زیستگاه گوشتخواران بزرگ جثه اهمیت زیادی دارند (Rodriguez و همکاران، 2007؛ Marino و همکاران، 2011؛ Farhadinia و همکاران، 2015) و با توجه به اهداف حفاظتی که برای یوز مد نظر می‌باشد، ابزار مهمی برای طراحی مناطق دارای اولویت حفاظتی هستند (Sanderson و همکاران، 2002؛ Rabinowitz و Zeller، 2010؛ Farhadinia و همکاران، 2015). همچنین برای اطمینان حاصل کردن از اینکه جمعیت گوشتخواران بزرگ در درون یک ساختار

فضایی و پیچیده زیستگاه به صورت پایدار حفظ شوند، شناسایی یک شبکه متصل از مناطق حفاظت شده براساس زیستگاه‌های مطلوب گونه (Crooks و همکاران، 2011)، با هدف افزایش اتصال و یا تسهیل پراکندگی پستانداران بزرگ بین زیستگاه هسته‌ای و یا مناطقی که منبع جمعیتی است، ضروری می‌باشد (Zeller و Rabinowitz، 2010). به همین دلیل محققین به طور گسترده، بر مفاهیم زیستگاه‌های دارای اولویت، پویایی چشم‌انداز و اتصالات زیستگاه‌ها در شبکه حفاظتی مناطق حفاظت شده حیات وحش تاکید دارند (به عنوان مثال Carroll و همکاران، 2012؛ Dickson و همکاران، 2013). شناسایی این زیستگاه‌های حساس و الگوی پراکندگی آنها به زیست‌شناسان حفاظت نیز این اجازه را می‌دهد تا به بررسی ساختار ترکیب و پراکندگی گونه‌ها، جریان ژن و پویایی جمعیت بپردازند (McRae و Beier، 2007؛ Revilla و Wiegand، 2008؛ Carroll و همکاران، 2012). براساس احمدی و حیدری (1393) و شمس (1393)، در اکوسیستم‌های بیابانی فلات مرکزی ایران گسترده‌های زیادی حفاظت می‌شوند که هیچ گونه ارزش حفاظتی ندارند و در مقابل بخش‌های زیادی در زمره مناطق آزاد قرار دارند و حال آنکه از اولویت بالای حفاظتی برخوردار هستند. از این رو تنها 38 درصد مناطق مطلوب زیستگاهی یوز تحت حفاظت از سازمان حفاظت محیط زیست حفاظت قرار گرفته است. براین اساس می‌توان مهم‌ترین دلایل اهمیت این مطالعه را موارد زیر دانست: 1- شناسایی زیستگاه‌های مطلوب گونه در پر اهمیت‌ترین زیستگاه یوز در کشور. 2- شناسایی مهم‌ترین عوامل تاثیرگذار در بقا آخرین جمعیت‌های باقی مانده در این منطقه. 3- شناسایی مناطق ارتباطی احتمالی از منطقه به سایر زیستگاه‌های هسته اطراف. 4- ارزیابی مرزبندی و چگونگی حفاظت کنونی و جانمایی پاسگاه‌های محیط‌بانی منطقه. 5- ارزیابی همپوش پراکندگی گونه با طعمه‌های اصلی آن.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه: مجموعه تحت حفاظت توران به مساحت حدود 1441523 هکتار، مشتمل بر پارک ملی، پناهگاه حیات وحش و ذخیره‌گاه زیست‌کره است. این سرزمین در جنوب شهرستان شاهرود در استان سمنان جایی دارد و قسمت کوچکی از جنوب شرقی آن در استان خراسان قرار گرفته است و مختصات جغرافیایی آن بین طول‌های شرقی 55° تا 57° و عرض‌های شمالی 35° تا 36° و 25 است (شکل 1). توران پس از نایب‌دان دومین زیستگاه بزرگ یوز است. همچنین رکورددار زاد و ولد یوز در ایران نیز می‌باشد (نظامی و اژدری، 1395).



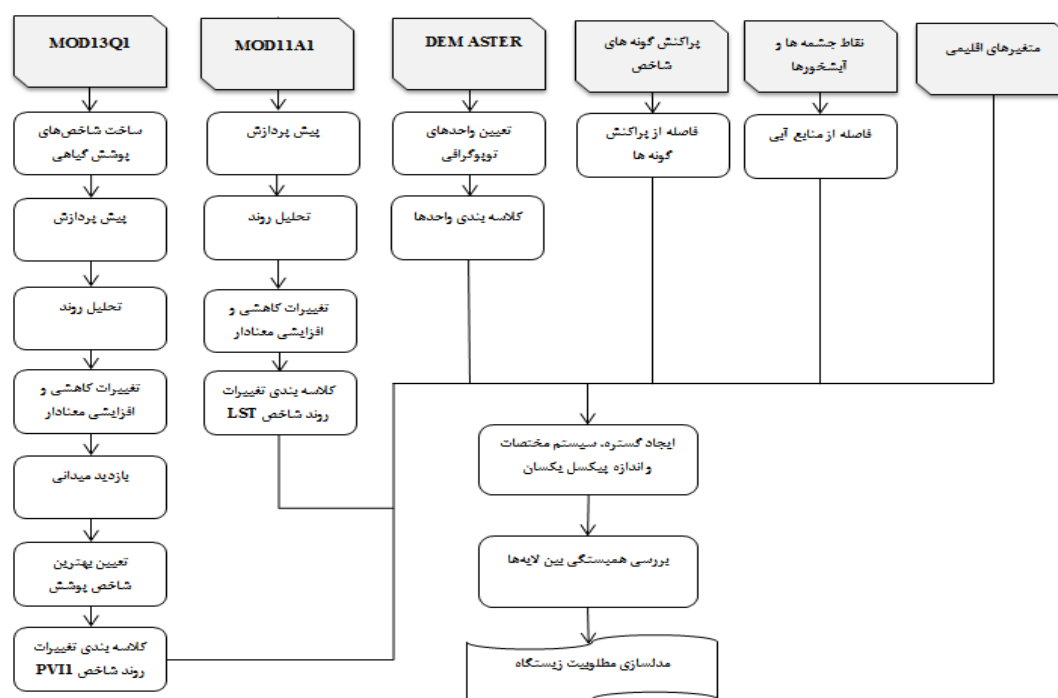


شکل 1: موقعیت منطقه مطالعاتی و نقاط حضور یوز

استفاده شد. این بانک داده شامل 19 پارامتر اقلیمی به قابلیت تفکیک 1 کیلومتر مربع است. از آنجایی که همبستگی بین متغیرها ممکن است منجر به ارباب‌های آماری و پیش‌بینی‌های نادرست شود (Franklin, 2010) پیش از استفاده از لایه‌های اطلاعاتی در روند مدلسازی، همبستگی آنها مورد آزمون قرار گرفت و متغیرهایی که همبستگی بیش از 0/8 داشتند در مدلسازی لحاظ نگردید. در این میان با توجه به همبستگی بسیار بالای پارامترهای اقلیمی، تنها از متغیر میانگین درجه حرارت سالیانه و میانگین بارش سالیانه استفاده شد. این کار در نرم افزار Arc Map و با استفاده از ابزار Spatial Analyst Multivariant انجام شد. بعد از انتخاب نقشه‌ی متغیرهای محیط‌زیستی و اقلیمی، این متغیرها برای ورود به نرم افزار مکسنت آماده‌سازی شدند. متغیرهای نهایی در مدلسازی، فاصله از منابع آبی، فاصله از پراکنش جبیر، فاصله از پراکنش آهو، فاصله از پراکنش گور، فاصله از پراکنش قوچ و میش، تب‌های توپوگرافی، تغییرات روند پوشش گیاهی، تغییرات روند دمای سطح زمین، دمای متوسط سالانه و بارش متوسط سالانه می‌باشند. شکل 2 فرآیند کلی تحقیق می‌باشد.

روش کار: در این پژوهش با توجه به مطالعات مختلف و نظرات کارشناسان، متغیرهایی که به صورت مستقیم و غیرمستقیم بر روی پراکنش یوز تأثیر می‌گذارند، انتخاب و مورد بررسی قرار گرفت. داده‌های حضور یوز در منطقه توران از سال 2001 تا 2015 جمع‌آوری شد. لایه‌های اطلاعاتی از قبیل فاصله از سمداران شاخص منطقه، بر اساس پراکنش گونه‌هایی از قبیل جبیر، آهو، قوچ و میش، گورخر ایرانی، و کل و بز تهیه گردید. سپس پراکنش کل و بز و در ادامه، نقاط پراکنش پلنگ به دلیل همپوشانی کامل با مناطق کوهستانی حذف گردید. لایه فاصله از منابع آبی از قبیل چشمه‌ها و آبشخورها بر اساس محدوده نقاط این مناطق ایجاد شد. لایه رقومی ارتفاع تهیه شده در USGS برای تهیه نقشه ارتفاع، خطوط منحنی میزان و شیب منطقه به کار گرفته شد. سپس نقشه توپوگرافی با لایه‌های ساخته شده ایجاد شد و منطقه به 4 تب کوهستان، تپه ماهور، دشت سر و پلایا طبقه‌بندی گردید. تغییرات پوشش گیاهی و دمای سطح زمین در منطقه مطالعاتی با استفاده از داده‌های سری زمانی مودیس از سال 2001 تا 2015 تهیه و طبقه‌بندی گردید. همچنین از پارامترهای اقلیمی تهیه شده در بانک داده WorldClim جهت مدلسازی توزیع و تعیین اثر پارامترهای اقلیمی بر توزیع یوز





شکل 2: فرآیند کلی تحقیق

است که همگی مربوط به مناطق خشک و نیمه‌خشک می‌باشند (Eastman، 2015). سپس با بازدید میدانی از 63 نقطه از منطقه مطالعاتی در پلات‌های 3m×3m، شاخص PVI1 با ضریب کاپا 0/7897 و دقت کل 88/71% به عنوان شاخص پوشش گیاهی منطقه تعیین گردید. برای تحلیل روند تغییرات پوشش گیاهی در مدلساز روند زمین از روش روند میانه برای محاسبه تغییرات کاهشی و افزایشی و روش من کندال برای معنی‌دار بودن این تغییرات در سطح آماري 5 درصد در نواحی مختلف استفاده شد (Eastman، 2015). در پایان تغییرات پوشش گیاهی منطقه به 3 کلاس روند نزولی، بدون روند و روند صعودی طبقه‌بندی گردید (جدول 1).

روند دمای سطح زمین: از داده‌های سری زمانی MOD11A1 سنجنده مودیس در طول سال‌های 2001 تا 2015 برای بررسی روند طولانی مدت دمای سطح زمین استفاده شد. تحلیل روند مشابه روش توضیح داده شده در شاخص پوشش گیاهی انجام شد و در پایان منطقه به 3 کلاس روند نزولی، بدون روند و روند صعودی طبقه‌بندی گردید (جدول 1).

جدول 1: طبقات مربوط به روند پوشش گیاهی و دمای سطح زمین		
نوع روند	ارزش	کلاس
روند کاهشی	<-1/96	1
بدون روند	-1/96 – 1/96	2
روند افزایشی	>1/96	3

مدلسازی: پراکنش یوز در منطقه تحت مدیریت توران با استفاده از نرم افزار مکسنت ورژن 3.3.3K (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>) مدلسازی شد. در حال حاضر یکی از محبوب‌ترین روش‌های

لایه نقاط حضور یوزپلنگ آسیایی در منطقه توران:

در پژوهش حاضر اطلاعات مربوط به نقاط حضور یوزپلنگ آسیایی در منطقه توران از طریق دوربین‌های تله‌ای، مشاهدات مستقیم محیط‌بانان و کارشناسان، طی 15 سال از 2001 تا 2015 فراهم شد. از آنجا که در برخی موارد از جمله بررسی‌های میدانی و دوربین‌های تله‌ای، برای بسیاری از نقاط، مختصات جغرافیایی چندین بار ثبت شده است، به دلیل جلوگیری از مشکلات اربیبی مثبت، تعداد کل نقاط ثبت شده به تنها یک مشاهده به ازای هر نقطه، تقلیل یافت. بر این اساس تعداد کل نقاط حضور در این منطقه 233 نقطه و تعداد نقاط منحصر به فرد، 116 نقطه می‌باشد.

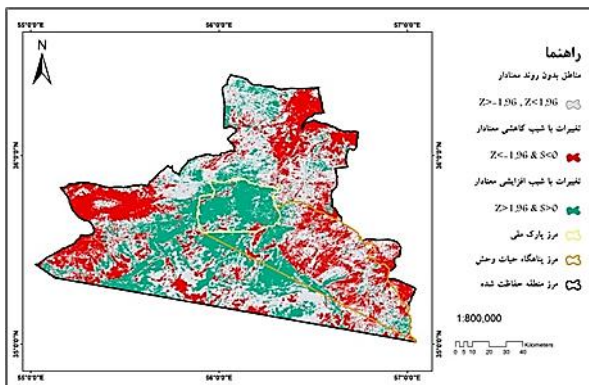
روند پوشش گیاهی: به منظور تحلیل روند پوشش گیاهی از محصول MOD13Q1 سنجنده مودیس در طول سال‌های 2001 تا 2015 استفاده گردید. این محصول شامل 12 لایه اطلاعاتی می‌باشد که در این پژوهش از داده‌های مربوط به شاخص تفاضلی نرمال شده پوشش گیاهی (NDVI)، شاخص بهبود یافته پوشش گیاهی (EVI)، باندهای آبی، قرمز، مادون قرمز نزدیک و همچنین داده‌های مربوط به قابلیت اطمینان پیکسل استفاده شده است. همچنین شاخص‌های گیاهی فاصله محور با استفاده از داده‌های این محصول ساخته شد. هدف اصلی این شاخص‌های گیاهی، حذف اثر روشنایی خاک در مواردی که پوشش گیاهی تنک می‌باشد و پیکسل‌ها شامل ترکیبی از پوشش گیاهی سبز و پس زمینه خاک هستند، می‌باشد. این امر به ویژه در محیط‌های خشک و نیمه‌خشک اهمیت دارد. شاخص‌های فاصله محور ساخته شده در این مطالعه شامل PVI1، PVI2، PVI3، DVI، TSAVI1 و WDAVI



ROC ارزیابی کرد. AUC می‌تواند میزان توانایی مدل را در پیش‌بینی ارائه دهد، بدین صورت که هر چقدر مقدار آن به 1 نزدیکتر باشد عملکرد مدل بهتر است. با توجه به نمودار، سطح زیر منحنی برای داده‌های تعلیمی به کار رفته در مدل برابر با 0/97 و همچنین برای داده‌های آزمایشی برابر با 0/95 می‌باشد. این میزان نشان از مطلوبیت بسیار مناسب و قابلیت بالای مدل مطلوبیت زیستگاه یوزپلنگ می‌باشد (شکل 4).

سهم نسبی متغیرها: نرم‌افزار مکسنت سهم نسبی هر متغیر را در مدل مشخص می‌کند. در این مطالعه بالاترین سهم نسبی پیش‌بینی کننده متغیرها مربوط به منابع آبی با 52/1% و کمترین آن مربوط به تغییرات دمای سطح زمین 0/3% می‌باشد (جدول 2).

اهمیت متغیرها: آزمون جک‌نایف اهمیت هریک از متغیرهای محیط زیستی و تاثیر آنها را در مدلسازی نشان می‌دهد (شکل 5). براساس آزمون جک‌نایف، میزان بهره‌ای که متغیرها در آزمون تعلیمی تنظیم شده در ساخت مدل برده‌اند، بسیار بالا بوده است و این بدان معنی است که انتخاب متغیرها در پیش‌بینی مدل به درستی صورت گرفته است. براساس این آزمون متغیر فاصله از منابع آبی نه تنها بیشترین اهمیت را دارد، بلکه منحصر به فردترین اطلاعات را نیز در اختیار قرار می‌دهد. پس از متغیر فاصله از منابع آبی، متغیر شاخص پوشش گیاهی عمودی (PVI1) است که منحصر به فردترین اطلاعات را در اختیار قرار می‌دهد.

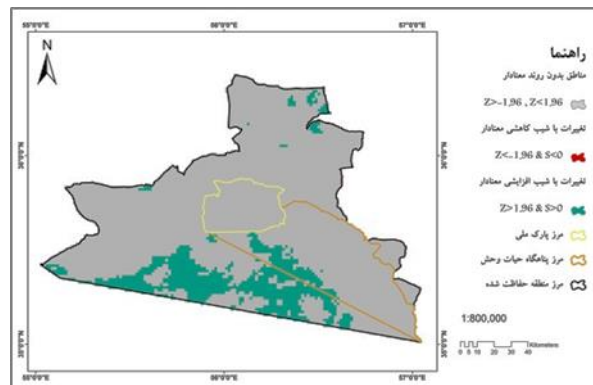


ب

مورد استفاده در مدل‌سازی توزیع گونه‌ای، به دلیل کم بودن خطاهایش در سناریوهای پیچیده (Elith و همکاران، 2006) و همچنین انجام آن حتی با نمونه‌های کوچک (Wisz و همکاران، 2008) مکسنت می‌باشد. مکسنت یک الگوریتم یادگیری ماشین است که اصل حداکثر بی‌نظمی را برای پیش‌بینی توزیع گونه‌ها از داده‌های فقط حضور و متغیرهای محیط‌زیستی و اقلیمی، اعمال می‌کند (Phillips و همکاران، 2004؛ Elith و همکاران، 2006؛ Merow و همکاران، 2014). از جمله مزیت‌های این روش می‌توان به استفاده از داده‌های طبقه بندی و کمی، ارزیابی کیفیت مدل با استفاده از آماره AUC، ارائه تاثیر و اهمیت هر یک از متغیرها بر مطلوبیت زیستگاه با محاسبه درصد کمک متغیرها و آزمون جک‌نایف، همچنین ارائه آستانه مطلوبیت زیستگاه برای طبقه بندی نقشه مطلوبیت، اشاره نمود (Phillips و همکاران، 2006؛ Kumar و Stohlgren، 2009).

نتایج

ارزیابی روند تغییرات: شکل 3-الف مربوط به روند پوشش گیاهی شاخص PVI1 و شکل 4-ب مربوط به روند دمای سطح زمین می‌باشد. همانطور که مشاهده می‌شود مناطق با رنگ سبز دارای روند افزایشی معنادار، مناطق با رنگ قرمز دارای روند کاهش معنادار و مناطق با رنگ خاکستری بدون روند معنادار می‌باشد. ارزیابی کیفیت مدل: کیفیت مدل تهیه شده با روش مکسنت را می‌توان با محاسبه سطح زیر منحنی (AUC) برای منحنی



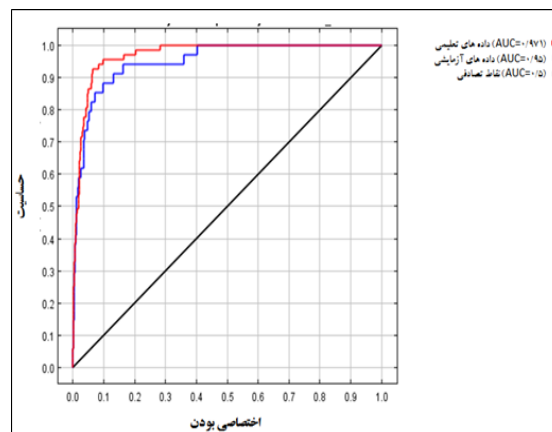
الف

شکل 3: الف) روند تغییرات دمای سطح زمین از سال 2001 تا 2015. ب) روند تغییرات شاخص پوشش گیاهی PVI1 از سال 2001 تا 2015



شکل 5: آزمون جک نایف در بررسی اهمیت متغیرهای محیطی

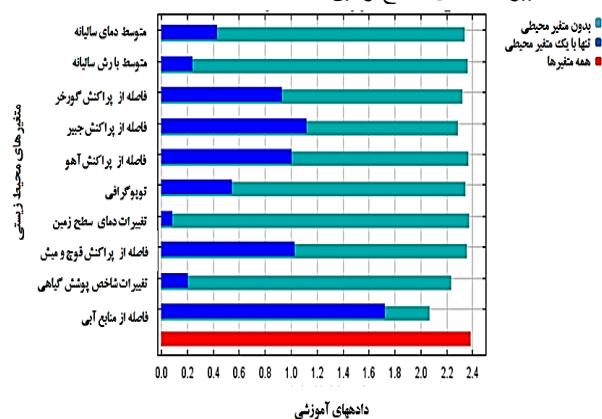
نقش متغیرها: منحنی‌های پاسخ بدست آمده برای مدل نهایی یوزپلنگ (شکل 6) گویای این هستند که پیش‌بینی منطقی مدل در زمانی که تنها یک متغیر تغییر کند و سایر متغیرها مقادیر میانگین خود را داشته باشند، چگونه تغییر می‌کنند. نتایج نرم افزار گویای این است که هرچه فاصله از منابع آبی بیشتر شود به طور خطی از مطلوبیت زیستگاه کم خواهد شد. بیشترین مطلوبیت در مناطقی است که حداقل فاصله از منابع آب را دارند و از فاصله حدود 2000 متری به بعد زیستگاه، برای گونه کاملاً نامطلوب است. الگوی مطلوبیت زیستگاه یوز همچنین وابستگی زیادی به پراکندگی طعمه‌های اصلی آن یعنی سمداران منطقه دارد. بترتیب جبیر، قوچ و میش و آهو اهمیت زیادی بر پراکندگی یوز دارند. هرچه فاصله از پراکندگی جبیر و آهو بیشتر شود احتمال حضور یوزپلنگ کمتر خواهد شد و این در حالی است که افزایش فاصله از گورخر باعث افزایش حضور یوز شده است. منحنی پاسخ به طبقاتی توپوگرافی، مطلوبیت زیستگاه را در مناطق تپه ماهوری (طبقه 3) و پس از آن در مناطق دشتی (طبقه 2) نشان می‌دهد. دمای مطلوب برای حضور یوز بین 14 تا 19 درجه سانتیگراد است و با افزایش یا کاهش دما از این بازه دما، شرایط برای زیستن گونه نامطلوب می‌گردد، در دمای نزدیک به 18 درجه سانتیگراد مطلوبیت زیستگاه حداکثر است. همچنین منحنی پاسخ یوز به دمای سطح زمین گویای آن است که در مناطق بدون روند افزایشی و کاهشی دما، مطلوبیت زیستگاه افزایش یافته است. در مجموع یوز به زیستگاه‌های کم باران تمایل بیشتری دارد. براساس منحنی پاسخ، درجه مطلوبیت زیستگاه بالقوه در بازه 150 تا 170 میلیمتر در سال حداکثر است، زیستگاه در محدوده بارش 140 تا 220 میلیمتر مطلوب بوده اما بارش کمتر و بیشتر از این دامنه، موجب کاهش مطلوبیت زیستگاه یوز می‌شود. تغییرات شاخص پوشش گیاهی نیز نشان می‌دهد که طبقه 3 مطلوبیت زیستگاهی، مطلوب بوده، که این طبقه مربوط به مناطق با تغییرات افزایشی پوشش گیاهی است. تغییرات شاخص دمای سطح زمین به عنوان کم اهمیت‌ترین شاخص، نشان می‌دهد این گونه در مناطقی که دمای سطح زمین، بدون تغییر بوده است (طبقه 2) مطلوبیت بیشتری داشته است.

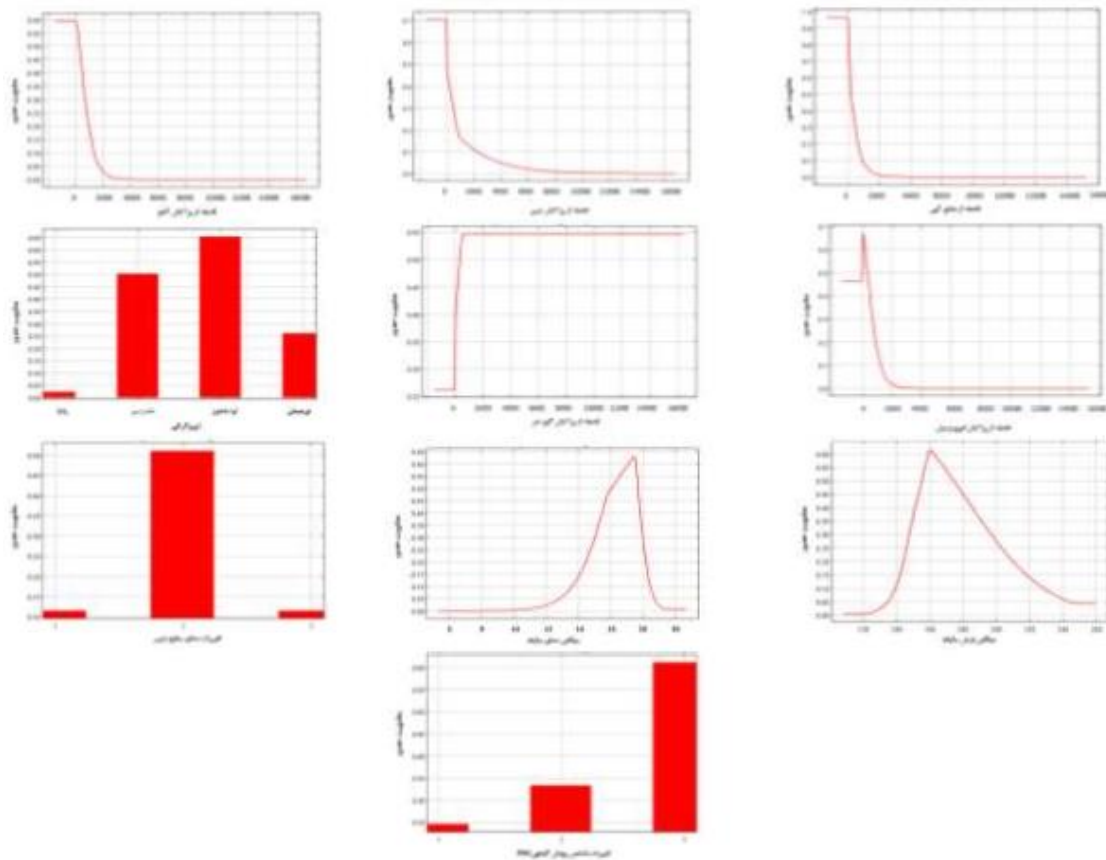


شکل 4: منحنی ROC و مقدار AUC مدل مطلوبیت یوز در منطقه حفاظت شده توران

جدول 2: سهم نسبی پیش‌بینی کننده هر متغیر محیطی در تخمین حضور یوز پلنگ

متغیر	سهم نسبی متغیر (درصد)
منابع آبی	52/1%
جبیر	18/4%
توپوگرافی	9/3%
تغییرات شاخص پوشش گیاهی PVI1	8/8%
فاصله از پراکنش آهو	3/2%
فاصله از پراکنش گورخر	3%
فاصله از پراکنش قوچ و میش	2/1%
متوسط بارش سالیانه	1/4%
متوسط دمای سالیانه	1/3%
تغییرات دمای سطح زمین	0/3%

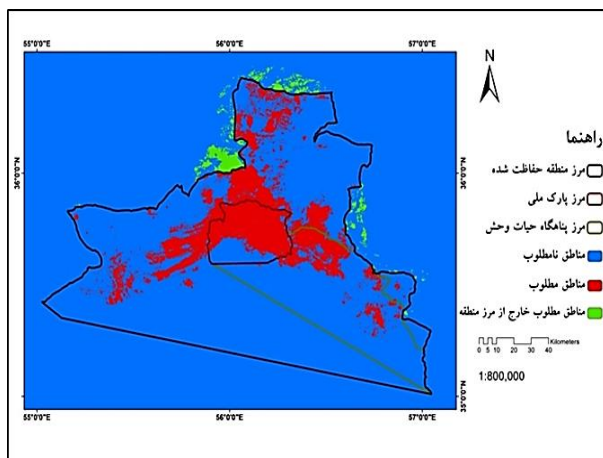




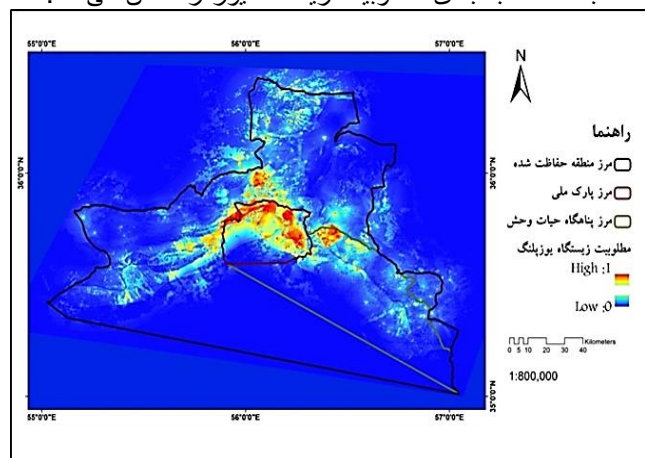
شکل 6: منحنی‌های پاسخ متغیرها در مدل‌سازی مکنسنت

بر این اساس حدود 20% مساحت منطقه مطالعاتی جز طبقه مطلوب زیستگاهی قرار دارد که معادل 288332 هکتار از وسعت منطقه را شامل می‌شود و بیش‌ترین مطلوبیت در داخل مرز پارک ملی توران می‌باشد. علاوه بر این 36811 هکتار از مساحت منطقه مطلوب، در بیرون از منطقه مطالعاتی قرار می‌گیرد که جز هیچ یک از طبقات حفاظتی قرار ندارد.

پیش‌بینی مطلوبیت زیستگاه یوزآسیایی در منطقه حفاظت شده توران: شکل 7- الف مطلوبیت زیستگاه یوز را با توجه به متغیرهای به کار رفته در این تحقیق نشان می‌دهد. در این نقشه نواحی که پتانسیل وجود و پراکنش گونه در آنها وجود دارد نشان داده شده است که مقدار ارزشی آن بر اساس نتایج حاصل از مکنسنت از 0/176 به بالا می‌باشد. شکل 7- ب نقشه طبقه‌بندی مطلوبیت زیستگاه یوز را نشان می‌دهد.



ب



الف

شکل 7: مطلوبیت زیستگاه یوز



بحث

بر اساس نتایج به دست آمده از پیش‌بینی نقشه مطلوبیت، محدوده جنوبی توران از کمترین مطلوبیت زیستگاهی برخوردار است. بر اساس بازدیدهای میدانی، این منطقه به شکل یک مثلث شورمزار و نمکزار است و امکان تردد تقریباً غیرممکن است. از این‌رو هیچگونه ارزش زیستگاهی برای گونه‌های پستاندار، از جمله یوز ندارد. نتایج مدلسازی و انتخاب زیستگاه بالقوه یوز نشان داده است که به جز عامل منابع آبی که در زیستگاه‌های بیابانی اهمیت زیادی در حیات گونه‌ها دارند، عوامل اقلیمی و زمین‌شناسی در مقابل عوامل زیستی، از اهمیت کمتری برخوردارند. بر اساس نتایج، از 10 عامل منتخب برای انتخاب زیستگاه، 4 عامل زیستی، یعنی پراکندگی طعمه‌های گونه، کاملاً در اولویت بالاتری نسبت به سایر عوامل قرار دارند. نتایج Mills و همکاران (2004) در پارک ملی کروگر و سرهنگزاده و همکاران (1392) در پناهگاه حیات وحش دره انجیر نیز موید آن است که پراکندگی یوز به شدت وابسته به طعمه اصلی آن یعنی گیاهخواران متوسط جثه، می‌باشند. از منظر دیگر اهمیت منابع آبی نیز می‌تواند به دلیل وابستگی طعمه‌های سمدار باشد، چرا که در فصل گرم همه گونه‌های طعمه و رقیب به منابع آبی رجوع می‌کنند (Hunter و همکاران، 2007)، علاوه بر این یوزهای ماده در فصل تابستان که همراه با توله‌های خود هستند به شدت به منابع آب وابسته هستند (Farhadinia و Hemami، 2010؛ Farhadinia و همکاران، 2012). سمداران در مناطق بیابانی، به ویژه در فصل گرم، پراکندگی خود را کاملاً منطبق بر منابع آبی قابل دسترس تنظیم می‌کنند. از این‌رو، دلیل دیگر اهمیت منابع آبی، به دلیل شکار یوز در این محدوده‌ها می‌باشد (Hunter و همکاران، 2007؛ Broekhuis، 2007). بر اساس (ضیایی، 1385؛ Karami، 1992) طعمه‌های دشتی، مهمترین سهم را در رژیم غذایی یوز دارند و بر همین اساس با وجودی که جبیر کمترین تعداد را در منطقه به نسبت سایر سمداران دارد، در اولویت انتخاب یوز قرار دارد (رضایی، 1393). از طرف دیگر با توجه به تعداد بالای قوچ و میش به نسبت سایر سمداران (اداره کل حفاظت محیط زیست سمنان 1394) و از آنجا که به ویژه جنس نر آن در مناطق تپه ماهوری مهمترین طعمه یوز هستند (Farhadinia و همکاران، 2012؛ رضایی، 1393؛ رضایی و همکاران، 1395)، این گونه در پراکندگی یوز اهمیت زیادی دارد. جمعیت آهو در منطقه توران به طور کامل محدود به مناطق شمالی و محدوده عباس آباد است. در این بخش که در محور جاده سمنان - مشهد نیز می‌باشد، تعدد روستاها و حضور بالای دامداران و همچنین تردد وسایل نقلیه می‌تواند یک عامل محدود کننده برای حضور یوز باشد (شمس، 1393؛ احمدی و حیدری، 1393). کما اینکه در طول سال‌های 1389 تا 1395 تعداد 10 تصادف جاده‌ای و مرگ در این محدود رخ داده است، که احتمالاً به دلیل جمعیت آهوها جذب این منطقه شده و

همچنین نزدیک‌ترین کریدور ارتباطی با پناهگاه حیات وحش میاندشت خراسان شمالی (با فاصله هوایی 90 کیلومتر) و خوش بیلاق سمنان (با فاصله هوایی 20 کیلومتر) است. همچنین محدوده شمالی پست محیط‌بانی دلبز تا حوزه عباس آباد در شش ماهه فصل سرد سال در اشغال بیش از 120 هزار رأس دام است که بیش از 1200 قلاده (حدود 120 برابر کل جمعیت احتمالی یوز در منطقه) سگ گله نیز با آنها جابجا می‌شود (پروژه حفاظت از یوزپلنگ آسیایی، 1387؛ توکلی‌مهر و دیباج، 1389؛ نظامی و اژدری، 1395) از این رو بنظر می‌رسد این عوامل محدودکننده، باعث پیشی گرفتن قوچ و میش و زیستگاه آن نسبت به آهو شده است. در نهایت از نتایج اینگونه بر می‌آید که گور هیچ سهمی در رژیم غذایی یوز نداشته و گاها حضور گورها ممکن است برای یوز و توله‌های آن خطرناک نیز باشد. منحنی پاسخ به طبقات توپوگرافی نشان داد که با کاهش جمعیت آهو و جبیر (در منطقه مورد مطالعه) یوز، قوچ و میش را به عنوان طعمه جایگزین برای تغذیه انتخاب کرده است (بر اساس اداره کل حفاظت محیط زیست سمنان، 1394) و از این رو مطلوبیت زیستگاهی، مناطق تپه ماهوری بالا بوده تا بتواند در لابه‌لای تپه‌ها و به صورت فرصت‌طلبانه قوچ و میش‌ها را شکار کند. همچنین بر اساس نتایج، این گونه از کوهستان‌ها و ارتفاعات فاصله می‌گیرد چرا که در اشغال گونه رقیب آن، یعنی پلنگ است. حال آنکه بر اساس (رضایی و همکاران، 1395؛ Morovatie و همکاران، 2015)، در پناهگاه حیات وحش دره انجیر یزد، از آنجا که هیچ رقیبی در منطقه حضور ندارد، یوز در مناطق کوهستانی و کوهپایه‌ای نیز در حین شکار ثبت شده است.

بر اساس نتایج حاصل از منحنی پاسخ، این گونه مناطق با رشد افزایشی پوشش گیاهی را ترجیح داده است. این رفتار به دلیل آن است که پوشش گیاهی برای یوز تکنیکی است برای کمین بهتر جهت شکار کارآمد (Caro، 1994؛ Muntifering و همکاران، 2006) به طوری که بر اساس (Farhadinia و همکاران، 2008) یوز برای نزدیک شدن به طعمه نیاز به پوشش گیاهی و توپوگرافی برای مخفی شدن دارد. همچنین Mills و همکاران (2004) نیز در مطالعات رژیم غذایی یوزپلنگ‌های مجهز به گردنبند‌های رادیویی در پارک ملی کروگر به این نتیجه رسیدند که یوزها مراتع مشجر ساوانا و با پوشش گیاهی را در هنگام شکار و نزدیک شدن به طعمه انتخاب می‌کنند. همچنین این مناطق مکانی امن برای رسیدن به سن بلوغ توله‌ها و پناهگاهی برای دوری از تعامل با صیادان دیگر است (Hunter و همکاران، 2007). نتایج تغییرات دمای سطح زمین نشان داد یوز از مناطقی که دمای سطح زمین در طول این 15 سال افزایش و یا کاهش پیدا کرده است دوری کرده است.

به طور کلی نتایج این تحقیق گویای این است که یوزپلنگ آسیایی در منطقه توران وابسته به منابع آبی و طعمه‌هایی از قبیل جبیر، قوچ و میش و آهو می‌باشد. تغییرات مربوط به پوشش گیاهی از سال 2001 تا 2015 نشان داد یوزپلنگ



- بیشتر مناطق با افزایش پوشش گیاهی را انتخاب کرده است. همچنین یوز در منطقه حفاظت شده توران بیشتر مناطق دشتی و تپه ماهوری را ترجیح داده است و از مناطق کوهستانی به دلیل گونه رقیب (پلنگ) دوری کرده است.
- با توجه به اینکه یوزپلنگ ایران گونه ای در بحران انقراض است، به منظور حفاظت مؤثرتر و آگاهی بهتر از انتخاب زیستگاه این گونه به منظور مدیریت بهتر آن، پیشنهاد می شود مدل مطلوبیت زیستگاه یوز با استفاده از روش مکسنت و شاخص های محیط زیستی مورد بررسی قرار گیرد، همچنین در این زمینه داده های سنجش از دور می تواند برای بررسی تغییرات از گذشته تاکنون مفید باشد.
- ### تشکر و قدردانی
- از جناب آقای مهندس محمدرضا احمدی دستجردی و سرکار خانم مهندس نازنین شیرانی به دلیل کمک های بی دریغ در عملیات میدانی این پژوهش، همچنین از محیطبانان منطقه توران آقایان قربانلو، بخشی و خانی؛ به پاس همکاری های صورت گرفته صمیمانه سپاسگزاری به عمل می آید.
- ### منابع
1. احمدی، ح.، 1387. ژئومورفولوژی کاربردی، جلد 2 فرسایش بادی، انتشارات دانشگاه تهران. 706 صفحه.
 2. احمدی، م. و حیدری، ح.ر.، 1393. شناسایی و الویت بندی حفاظتی لکه های زیستگاهی، ارزیابی کارآمدی شبکه حفاظت و بررسی کربورهای ارتباطی یوزپلنگ آسیایی در فلات مرکزی ایران. پروژه حفاظت از یوزپلنگ آسیایی. صفحات 78 تا 79.
 3. اداره کل حفاظت محیط زیست سمنان. 1394. سرشماری سالانه پستانداران استان سمنان، منتشر نشده و موجود در بانک اطلاعات اداره کل استان سمنان.
 4. توکلی مهر، ش. و دیباج، پ. 1389. پارک ملی، پناهگاه حیات وحش و منطقه حفاظت شده توران. انتشارات برگ زیتون تهران. 64 صفحه.
 5. پروژه حفاظت از یوزپلنگ آسیایی. گزارش عملکرد و دستاوردها، سازمان حفاظت محیط زیست. 28 صفحه.
 6. رضایی خوزانی، ع.، 1393. بررسی جدایی آشیان بوم شناختی غذایی یوزپلنگ آسیایی و پلنگ ایرانی در منطقه حفاظت شده کوه بافق. پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران. 67 صفحه.
 7. رضایی خوزانی، ع.، 1395. بررسی رژیم غذایی یوزپلنگ آسیایی (*Acinonyx jubatus*) با استفاده از تجزیه و تحلیل سرگین در منطقه حفاظت شده کوه بافق. فصلنامه علمی پژوهشی محیط زیست جانوری. سال 8، شماره 2، صفحات 1 تا 8.
 8. سرهنگزاده، ج.؛ اکبری، ح.؛ موسوی، س. و پورچیت ساز، آ.، 1392. مدل سازی مطلوبیت زیستگاه یوزپلنگ آسیایی در پناهگاه حیات وحش دره انجیر استان یزد. فصلنامه علمی پژوهشی خشک بوم. سال 3، شماره 2، صفحات 40 تا 50.
 9. ضیایی، ه.، 1385. راهنمای پستانداران ایران، انتشارات سازمان حفاظت محیط زیست. 323 صفحه.
 10. شمس اسفندآباد، ب.، 1393. ارزیابی مطلوبیت زیستگاه یوزپلنگ آسیایی در ایران. پروژه حفاظت از یوزپلنگ آسیایی.
 11. نظامی، ب. و اژدری، آ.، 1395. یوز آسیایی، بررسی بوم شناسی و وضعیت یوز آسیایی در ایران. انتشارات جهاد دانشگاهی. صفحات 176 تا 179.
 12. Addison, P.F.; Rumpff, L.; Bau, S.S.; Carey, J.M.; Chee, Y.E.; Jarrad, F.C.; McBride, M.F. and Burgman, M.A., 2013. Practical solutions for making models indispensable in conservation decision-making. Diversity and Distributions, Vol. 19, No. 5-6, pp: 490-502.
 13. Bashari, H. and Hemami, M.R., 2013. A predictive diagnostic model for wild sheep (*Ovis orientalis*) habitat suitability in Iran. Journal for Nature Conservation, Vol. 21, No. 5, pp: 319-325.
 14. Bowden, J.J.; Hansen, R.R.; Olsen, K. and Hoye, T.T., 2015. Habitat-specific effects of climate change on a low-mobility Arctic spider species. Polar biology, Vol. 38, No. 4, pp: 559-568.
 15. Broekhuis, F., 2007. Habitat selection patterns of Cheetahs *Acinonyx jubatus* in the Serengeti, Tanzania. MSc Thesis. Wild Animal Biology of the Institute of Zoology and the Royal Veterinary College. 47 pp.
 16. Caro, T.M., 1994. Cheetahs of the Serengeti Plains: group living in an asocial species. University of Chicago Press. 477 p.
 17. Carroll, C.; McRAE, B.R.A.D. and Brookes, A., 2012. Use of linkage mapping and centrality analysis across habitat gradients to conserve connectivity of gray wolf populations in western North America. Conservation Biology, Vol. 26, No.1, pp: 78-87.
 18. Crooks, K.R.; Burdett, C.L.; Theobald, D.M.; Rondinini, C. and Boitani, L., 2011. Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences, Vol. 366, pp: 2642-2651.
 19. D'Amen, M.; Zimmermann, N.E. and Pearman, P.B., 2013. Conservation of phylogeographic lineages under climate change. Global Ecology and Biogeography, Vol. 22, No. 1, pp: 93-104.
 20. Dickson, B.G.; Roemer, G.W.; McRae, B.H. and Rundall, J.M., 2013. Models of regional habitat quality and connectivity for pumas (*Puma concolor*) in the southwestern United States. PloS one, Vol. 8, No. 12, p.e81898.
 21. Eastman, J.R., 2015. TerrSet MANUAL, Clark University, US. 324 p.
 22. Elith, J.; Graham, C.H.; Anderson, R.P.; Dudk, M.; Ferrier, S.; Guisan, A.; Hijmans, R.J.; Huettmann, F.; Leathwick, J.R.; Lehmann, A.; Li, J.; Lohmann, L.G.; Loiselle, B.; Manion, G.; Moritz, C.; Nakamura, M.



- Acinonyx jubatus ssp. venaticus*. The IUCN Red List of Threatened Species.
34. **Karami, M., 1992.** Cheetah distribution in Khorasan Province, Iran. *Cat News*, Vol. 16, No. 4.
 35. **Kumar, S. and Stohlgren, T.J., 2009.** Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, Vol. 1, No. 4, pp: 94-98.
 36. **Manly, B.F.L.; McDonald, L.; Thomas, D.; McDonald, T.L. and Erickson, W.P., 2007.** Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. 2nd edn. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 85 p.
 37. **Marino, J.; Bennett, M.; Cossios, D.; Iriarte, A.; Lucherini, M.; Plischoff, P.; Sillero-Zubiri, C.; Villalba, L. and Walker, S., 2011.** Bioclimatic constraints to Andean cat distribution: a modelling application for rare species. *Diversity and Distributions*, Vol. 17, No. 2, pp: 311-322.
 38. **McRae, B.H. and Beier, P., 2007.** Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 104, No. 50, pp: 19885-19890.
 39. **Merow, C.; Smith, M.J.; Edwards, T.C.; Guisan, A.; McMahon, S.M.; Normand, S.; Thuiller, W.; Wüest, R.O.; Zimmermann, N.E. and Elith, J., 2014.** What do we gain from simplicity versus complexity in species distribution models? *Ecography*, Vol. 37, No. 12, pp: 1267-1281.
 40. **Mills, M.G.L.; Broomhall, L.S. and du Toit, J.T., 2004.** Cheetah *Acinonyx jubatus* feeding ecology in the Kruger National Park and a comparison across African savanna habitats: is the cheetah only a successful hunter on open grassland plains? *Wildlife Biology*, Vol. 10, No. 3, pp: 177-186.
 41. **Morovati, M.; Panahandeh, M.; Roustaei, Z. and Shorakei, M.J., 2015.** Habitat Desirability Modeling of Cheetah (*Acinonyx Jubatus Venaticus*) Using Maximum Entropy Model in Central Iran (A Case Study: Yazd Province- Dareh Anjir Wildlife Refuge), *Applied Ecology and Environmental Research*, Vol. 13, No. 3, pp: 725-739.
 42. **Muntifer, J.R.; Dickman, A.J.; Perlow, L.M.; Hruska, T.; Ryan, P.G.; Marker, L.L. and Jeo, R.M., 2006.** Managing the matrix for large carnivores: a novel approach and perspective from cheetah (*Acinonyx jubatus*) habitat suitability modelling. *Animal Conservation*, Vol. 9, No. 1, pp:103-112.
 43. **Nowell, K. and Jackson, P., 1996.** Wild Cats: Status Survey and Conservation Action Plan, IUCN ,Gland. Morphometry of pancreatic endocrine cells in diabetic, normoglycaemic glucose-intolerant and normal cats. *J Comp Pathol*. Vol. 96, pp: 357-369.
 - Nakazawa, Y.; Overton, J.M.; Townsend Peterson, A.; Phillips, S.J.; Richardson, K.; Scachetti-Pereira, R.; Schapire, R.E.; Soberon, J.; Williams, S.; Wisz, M.S. and Zimmermann, N.E., 2006.** Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*, Vol. 29, pp: 129-151.
 23. **Farhadinia, M.S.; Ahmadi, M.; Sharbafi, E.; Khosravi, S.; Alinezhad, H. and Macdonald, D.W., 2015.** Leveraging trans-boundary conservation partnerships: persistence of Persian leopard (*Panthera pardus saxicolor*) in the Iranian Caucasus. *Biological Conservation*, Vol. 191, pp: 770-778.
 24. **Farhadinia, M. and Hemami, M.R., 2010.** Prey selection by the critically endangered Asiatic cheetah in central Iran. *Journal of Natural History*, Vol. 44, No. 19-20, pp:1239-1249.
 25. **Farhadinia, M.S.; Hosseini-Zavarei, F.; Nezami, B.; Harati, H.; Absalan, H.; Fabiano, E. and Marker, L., 2012.** Feeding ecology of the Asiatic cheetah *Acinonyx jubatus venaticus* in low prey habitats in northeastern Iran: Implications for effective conservation. *Journal of arid environments*, Vol. 87, pp: 206-211.
 26. **Farhadinia, M.S.; Jourabchian, A.; Eslami, M. and Nezami, F.H.B., 2008.** Is Food Availability a Reliable Indicator of Cheetah Presence in Iran? *CAT News*. Vol. 49, No. 15, pp: 11-21.
 27. **Franklin, J., 2010.** Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction. Cambridge University Press. Cambridge, New York. 319 p.
 28. **Guisan, A. and Zimmermann, N.E., 2000.** Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, Vol. 135, No. 2, pp: 147-186.
 29. **Guisan, A.; Tingley, R.; Baumgartner, J.B.; Naujokaitis-Lewis, I.; Sutcliffe, P.R.; Tulloch, A.I.; Regan, T.J.; Brotons, L.; McDonald-Madden, E.; Mantyka-Pringle, C. and Martin, T.G., 2013.** Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology letters*, Vol. 16, No. 12, pp:1424-1435.
 30. **Hemami, M.R., 2005.** Population densities of Cheetah primary prey species in Bafgh and Naybandan reserves estimated from distance sampling surveys. Unpublished report. Tehran (Iran): Department of the Environment. 20 p.
 31. **Hunter, J.S.; Durant, S.M. and Caro, T.M., 2007.** To flee or not to flee: predator avoidance by cheetahs at kills. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, Vol. 61, No. 7, pp: 1033-1042.
 32. **Isbell, F.; Tilman, D.; Polasky, S. and Loreau, M., 2015.** The biodiversity-dependent ecosystem service debt. *Ecology letters*, Vol. 18, No. 2, pp: 119-134.
 33. **Jowkar H.; Hunter L.; Ziaie H.; Marker L.; Breitenmoser-Wursten C. and Durant S. 2008.**



44. **Phillips, S.J.; Anderson, R.P. and Schapire, R.E., 2006.** Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* Vol. 190, pp: 231-259.
45. **Phillips, S.J.; Dudk, M. and Schapire, R.E., 2004.** A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: *Proceedings of the Twenty-first International Conference on Machine Learning.* ACM, New York, New York, USA. 83 p.
46. **Rabinowitz, A. and Zeller, K.A., 2010.** A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biological conservation*, Vol. 143, No. 4, pp: 939-945.
47. **Revilla, E. and Wiegand, T., 2008.** Individual movement behavior, matrix heterogeneity, and the dynamics of spatially structured populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 105, No. 49, pp: 19120-19125.
48. **Reynolds, J.D.; Mace, G.M.; Redford, K.H. and Robinson, J.G., 2001.** *Conservation of Exploited Species.* Cambridge University Press, Cambridge (United Kingdom). 525 p.
49. **Rodriguez, J.P.; Brotons, L.; Bustamante, J. and Seoane, J., 2007.** The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions*, Vol. 13, No. 3, pp: 243-251.
50. **Sanderson, E.W.; Redford, K.H.; Chetkiewicz, C.L.B.; Medellin, R.A.; Rabinowitz, A.R.; Robinson, J.G. and Taber, A.B., 2002.** Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology*, Vol. 16, No. 1, pp: 58-72.
51. **Spong, G., 2002.** Space use in lions, *Panthera leo*, in the Selous Game Reserve: social and ecological factors. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, Vol. 52, No. 4, pp: 303-307.
52. **Willis, K.S., 2015.** Remote sensing change detection for ecological monitoring in United States protected areas. *Biological Conservation*, Vol. 182, pp: 233-242.
53. **Wisz, M.S.; Hijmans, R.J.; Li, J.; Peterson, A.T.; Graham, C.H. and Guisan, A., 2008.** Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, Vol. 14, No. 5, pp: 763-773.
54. **Yamaguchi, N.; Rushton, S. and Macdonald, D.W., 2003.** Habitat preferences of feral American mink in the Upper Thames. *Journal of Mammalogy*, Vol. 84, No. 4, pp: 1356-1373.

