مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه بهاره و تابستانه گراز (*Sus scrofa*, Linnaeus, ۱۷۵۸) در پناهگاه حیات‌وحش جاسب اراک با استفاده از روش حداکثر آنتروپی

- **سحر رضایی***: گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه سرا، صندوق پستی: ۱۱٤٤
- **سعید نادری**: گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه سرا، صندوق پستی: ۱۱٤٤
- **پیمان کرمی**: گروه محیط‌زیست. دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس، صندوق‌پستی: ۳۹۹۵

تاریخ دریافت: خرداد ۱۳۹۵ تاریخ پذیرش: شهریور ۱۳۹۵

چکیده

درک صحیح ارتباط بین توزیع حیوانات و زیستگاه آن‌ها می‌تواند نقش مهمی، در حفاظت و مدیریت گونه‌های در معرض تهدید داشته باشد. جمعیت‌های گراز وحشی (*Sus scrofa*) به‌طور چشمگیر در دهه‌های اخیر در سرتاسر ایران افزایش یافته است. گسترش دامنه فعالیتی گراز وحشی در زیستگاه‌های مختلف، سبب افزایش تعارض این گونه با انسان شده است. بدین منظور، آگاهی از نیازهای زیستی گراز نقش مهمی در برنامه‌ریزی مدیریت گونه و زیستگاه دارد. مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه گراز، به بررسی عوامل مؤثر بر مطلوبیت زیستگاه و کاهش مطلوبیت برخی نواحی، به‌منظور کنترل اثرات مخرب آن‌ها می‌پردازد. هدف از مطالعه حاضر، مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گراز در دو فصل بهار و تابستان در پناهگاه حیات‌وحش جاسب اراک، به‌عنوان ابزاری مهم در شناسایی نحوه توزیع و پراکنش گونه‌ها، می‌باشد. در این مطالعه با استفاده از ده متغیر محیطی و روش آنتروپی بیشینه (MaxEnt) نقشه مطلوبیت زیستگاه گونه تهیه شد. نتایج حاصل از مدل با استفاده از آماره سطح زیر منحنی (AUC) و منحنی ویژگی عامل دریافت‌کننده (ROC) ارزیابی شد و اهمیت نسبی متغیرها براساس آزمون جک نایف مشخص شد. نتایج نشان داد که مدل در پیش‌بینی مناطق مطلوب زیستگاه گونه، موفق بوده است (AUC=۰/۷۷). براساس نتایج حاصل از تحلیل حساسیت سنجی، متغیرهای مدل رقومی ارتفاع، شیب و فاصله تا روستا بیش‌ترین تأثیر را در انتخاب زیستگاه مطلوب گونه داشته‌اند. بررسی‌ها نشان داد، گراز به مناطقی با تیپ پوشش گیاهی (Perennual grasses, Artemisia aucheri, Astragalus spp)، مناطق مسطح با شیب بسیار پایین (۰ تا ۷ درصد) تمایل بیش‌تری دارد. مطلوبیت زیستگاه با، افزایش ارتفاع و کاهش فاصله از روستا رابطه عکس دارد.

کلمات کلیدی: گراز وحشی (*Sus scrofa*)، مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه، پناهگاه حیات‌وحش جاسب اراک، مدل مکسنتMaxent

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: sahar.rezaei۲@yahoo.com

مقدمه

گراز وحشی (*Sus scrofa*, Linnaeus, ۱۷۵۸) یکی از فراوترین گونه‌های پستاندار در ایران است، که از علل اصلی توزیع و پراکنش گسترده این گونه می‌توان به مواردی مانند کاهش شکارچیان طبیعی (Genov و Massei، ۲۰۰۴) تغذیه از منابع مختلف غذایی (Herrero و همکاران، ۲۰۰۶)، سازگاری بالا با شرایط مختلف محیطی و اکولوژیکی (Podgórski و همکاران، ۲۰۱۳؛ Herrero و همکاران، ۲۰۰۵) و نرخ تولید مثلی بالای این گونه (Rosell و همکاران، ۲۰۰۱؛ Taylor و همکاران، ۱۹۹۸) اشاره نمود. بر همین اساس اثر تکه تکه شدن زیستگاه بر روی جمعیت این گونه نسبت به سایر گونه‌های جانوری بسیار ضعیف است (Gabor، ۲۰۰۱؛ Ilse و Hellgren، ۱۹۹۵). گراز وحشی به‌دلیل توزیع گسترده، از اثرات قابل‌توجهی بر روی محیط‌زیست برخوردار بوده و تا حد قابل‌توجهی قادر است ساختار و عملکرد جوامع گیاهی، جانوری، فراوانی گونه‌ها، غنای گونه‌ای و در نهایت شبکه غذایی را تحت تأثیر قرار دهد (Genov و Massei، ۲۰۰۴). در دهه‌های اخیر به‌علت حضور بیش‌تر انسان در زیستگاه‌های حیوانی، شدت تعارض بین انسان و حیات‌وحش، مانند تعارض بین گراز و انسان که در برخی نواحی به‌عنوان گونه آفت، شناخته شده است افزایش یافته است (Cai و همکاران، ۲۰۰۸؛ Schley و Roper، ۲۰۰۳). از موارد تقابل بین انسان و گراز می‌توان به حمله گراز به دام‌های اهلی (Packer و Birks، ۱۹۹۹)، حمله به انسان (Nyhus و Tilson، ۱۹۹۸)، انتقال بیماری به دام و انسان (Barrios-Garcia و Ballari، ۲۰۱۲) و آسیب به محصولات مختلف کشاورزی (Singer و همکاران، ۱۹۸۴) اشاره نمود. ازجمله مشکلاتی که در دهه‌های اخیر شدت گرفته است، تعارض حیات‌وحشی مانند گراز وحشی با محصولات و توسعه‌های انسانی است. از این رو پیش‌بینی پراکندگی و توزیع نقاط حضور گونه‌ها به ویژه گونه‌های که در تعارض و تقابل با انسان است، در مباحث مربوط به برنامه‌ریزی حفاظت از گونه‌ها و زیستگاه‌های حیات وحش، مطرح بوده، و بدین منظور، فنون مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه توسعه یافته است (Guisan و Zimmermann، ۲۰۰۰). تکنیک‌های مدل‌سازی، مطلوبیت زیستگاه گونه‌ها را برای مدیریت گونه و زیستگاه آن‌ها (Breininger و همکاران، ۱۹۹۱؛ Davis و همکاران، ۱۹۹۰) و هم‌چنین تأثیر فاکتورهای زیست‌محیطی را بر حضور گونه در زیستگاهش پیش‌بینی می‌کنند (Park و Lee، ۲۰۰۳). در حال حاضر در ایران اطلاعات دقیقی از میزان فراوانی و نحوه پراکنش گراز وحشی در دسترس نیست، عمده شواهد بیانگر این مطلب است که گراز وحشی در جنگل‌های شمالی کشور، جنگل‌های غرب، شمال‌غرب و جنوب‌غرب ایران به‌علت غنای پوشش گیاهی، حاصلخیزی خاک و هم‌چنین فراوانی بالای مواد غذایی پراکنش وسیع‌تری نسبت به سایر نقاط ایران دارد (Mowlavi و همکاران، ۲۰۰۶). عمدتاً اکثر اکوسیستم‌های طبیعی ایران تحت تاثیر این گونه آسیب‌رسان قرار گرفته‌اند. از عوامل اصلی شکار این گونه توسط جوامع محلی، شکارچیان و افراد دارای مجوز شکار، آسیب رساندن به محصولات کشاورزی و دامی می‌باشد (Ohashi، ۱۹۸۸). براساس یافته‌های Meriggi (۲۰۰۱) در جنوب Apennines (ایتالیا)، گراز وحشی به‌علت همه‌چیز خوار بودن قابلیت استفاده از زیستگاه‌های مختلف را دارد، مثلاً جنگل‌های برگ‌ریز و بیشه‌های قدیمی به‌دلیل فراهم کردن غذا و سرپناه برای تغذیه، جنگل‌های برگ‌ریز بالغ و مخلوط برای خراشیدن و هم‌چنین از مراتع به‌دلیل عدم حضور انسان و امنیت بالا برای استراحت استفاده می‌کنند. ولی عمده دلیل تغییر در استفاده از زیستگاه در طول شبانه روز و فصول مختلف تغییرات فصلی می‌باشد (Keuling، ۲۰۰۸؛ McIlroy، ۱۹۸۹). استفاده از زیستگاه توسط جنس نر برای تأمین امنیت غذایی و توسط جنس ماده برای پناه گرفتن نوزادان و هم‌چنین بهینه کردن باروری از طریق فراهم کردن حداکثر مواد غذایی می‌باشد (Spitz و Janeau، ۱۹۹۵). براساس بازدیدهای میدانی صورت گرفته در منطقه مورد مطالعه، مصاحبه با جوامع محلی و بررسی شکایات مردم در سازمان حفاظت محیط زیست استان مرکزی، شهرستان دلیجان، این نتیجه به‌دست آمد که گراز وحشی نسبت به سایر گونه‌های حاضر در منطقه بیش‌ترین صدمه را از فعالیت‌های منفعت‌طلبانه انسان هم‌چون تغییرات کاربری اراضی مانند تبدیل مرتع به کشاورزی و باغات (از بین رفتن دسترسی آسان به منابع غذایی)، ساخت و ساز دامداری‌ها و دامپروری‌ها، ساخت قنات و چاه (از بین رفتن دسترسی به منابع آبی) دیده است. همه این موارد باعث تخریب زیستگاه طبیعی گونه می‌شود. لذا، گراز برای جبران و تامین نیازهای غذایی خود به اراضی کشاورزی (زرشک، جو و گندم) و باغات (گردو، بادام و انگور) حمله‌ور شده و خسارات جدی وارد می‌کند. در صورتی که Rho (۲۰۱۵) با مطالعه‌ای که بر روی گراز وحشی در کره داشته است، زیستگاه مطلوب این گونه را مناطق صخره‌ای با پوشش گیاهی متراکم، نواحی دور از سکونت‌گاه‌های انسانی و جاده و نزدیک منابع آبی که کم‌تر توسط جوامع انسانی تحت تاثیر قرار گرفته است، معرفی کرد. موارد فوق ضرورت انجام تحقیق و پژوهش در مورد گراز وحشی در منطقه جاسب را توجیه می‌کند. در ایران بررسی مطلوبیت زیستگاه گراز کم‌تر مورد توجه محققین قرار گرفته است، ولی با توجه به اثرات منفی گونه، بررسی پراکندگی آن ضروری می‌باشد. معرفی گستره فعالیتی گراز در اکوسیستم‌های بومی می‌تواند در تعیین برنامه‌های استراتژیکی و مدیریتی گونه بسیار مؤثر باشد. مطالعه حاضر، به بررسی

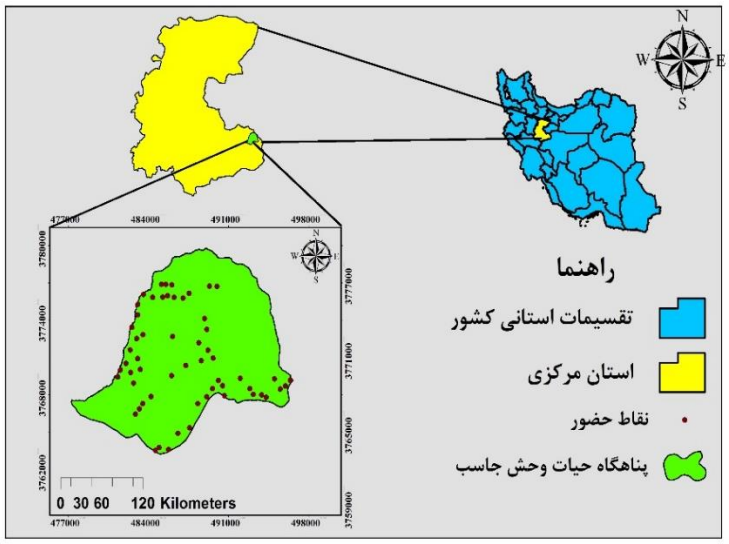
مطلوبیت زیستگاه گراز و بررسی الگوی فضایی پراکنش گراز در پناهگاه حیات‌وحش جاسب در دو فصل بهار و تابستان پرداخته است. عمده دلیل انتخاب این دو فصل به خاطر این‌است که بیش‌ترین فعالیت سوخت وسازگراز مانند زایمان و شیردهی در طی این دو فصل که ازلحاظ دمایی نزدیک به‌هم هستند، انجام می‌گیرد (Meriggi و Sacchi، ۲۰۰۱؛ Massei و همکاران، ۱۹۹۷). یکی از مهم‌ترین استراتژی‌های مدیریتی برای گراز وحشی که به‌عنوان یک گونه آسیب رسان است، درک ساختار فضایی حیات‌وحش یا به‌عبارتی بهتر شناسایی پراکندگی و توزیع گونه‌ها و هم‌چنین کسب اطلاعات کافی درباره زیستگاه مطلوب گونه مدنظر که می‌تواند در بهبود تکنیک‌های مدیریتی گونه، حفاظت از محیط طبیعی و انسان ساخت در برابر حملات گراز و کاهش تعارضات بین انسان و حیات‌وحش مؤثر باشد، اشاره کرد (Mowlavi و همکاران، ۲۰۰۶).

در زمینه پیشینه، تحقیقاتی درخصوص بررسی مطلوبیت زیستگاه گراز وحشی مطالعاتی در داخل و خارج کشور صورت پذیرفته است. گشتاسب‌میگونی و همکاران (۱۳۹۰) به بررسی مطلوبیت زیستگاه گراز، در منطقه الموت شرقی قزوین با استفاده از مدل تحلیل عامل آشیان‌بوم شناختی پرداختند، اشاره کرد. نتایج نشان داد که گرازها نواحی نزدیک به سکونتگاه‌های انسانی، باغ، مزارع، رودخانه (منابع آبی)، مناطق مرتفع و نواحی با شیب کم را ترجیح می‌دهند. مینایی و بهروزی‌راد (۱۳۹۳) به مدل‌سازی زیستگاه گراز با استفاده از روش HEP در کوه خان کماندار لرستان در دو فصل بهار و زمستان پرداختند. بدین منظور هشت متغیر کمی و پنج متغیر کیفی متناسب با زیستگاه گراز استفاده شد. نتایج نشان داد زیستگاه مطلوب گراز در نواحی با ارتفاع بالا، شیب کم، نزدیک سکونتگاه‌های انسانی به‌علت تغذیه از پسماندهای انسانی و دامی و فاصله زیاد از منابع آبی و جاده قرار دارد. Singer و همکاران (۱۹۸۱) بررسی گستره خانگی، جابه‌جایی و استفاده از زیستگاه توسط گراز در تنسی (Tennessee) پرداختند. بررسی‌ها نشان داد، بیش‌ترین حضور گونه در فصل زمستان، در مناطق با پوشش گیاهی متراکم می‌باشد. به‌عبارتی، در مناطقی که درجه حرارت و دما بالاست بیش‌تر حضور دارند، در اوایل فصل بهار در ارتفاعات بالا و در فصل تابستان در طیف مختلفی از شیب‌ها و ارتفاعات کم می‌باشد. Abaigar و همکاران (۱۹۹۴) به بررسی ارجحیت زیستگاهی گراز با استفاده از نمایه‌های غیرمستقیم مانند، ردپا، سرگین و اراضی ریشه‌کن شده در مدیترانه پرداختند. نتایج نشان داد بیش‌ترین حضور گونه در ارتفاع ۱۵۰۰ تا ۱۹۰۰ متری، شیب کم‌تر از ۱۵درجه، پوشش گیاهی با تیپ بلوط و بیشه‌های مخلوط را که منبع اصلی غذایی و پناهی برای گونه هستند، می‌باشد. نتایج حاصل از بررسی زیستگاه گراز در طی ۴ فصل نشان داد، بیش‌ترین حضور گونه در منطقه Sierra de BAZA در غرب Almeria در کشور اسپانیا در فصل بهار و تابستان و کم‌ترین حضور در فصل زمستان و پاییز می‌باشد. Meriggi و همکاران (۲۰۰۱) به بررسی نیازمندی‌های زیستگاهی گراز در جنوب Apennines (ایتالیا) با استفاده از رویکرد چندسطحی (A multi-level approach) پرداختند. از نمایه‌های غیر مستقیم هم‌چون، ردپا، مناطق تعارض گراز، نواحی استراحت گونه، مکان‌های غوطه‌وری و هم‌چنین خراش‌های ایجاد شده روی تنه درختان در طول ترانسکت‌ها استفاده شد. نتایج نشان داد گرازها برای فعالیت‌های مختلف از زیستگاه‌های مختلف استفاده می‌کنند. مثلاً جنگل‌های برگ‌ریز و بیشه‌های قدیمی به‌دلیل فراهم کردن غذا و سرپناه برای تغذیه، حرکت و جابه‌جایی، جنگل‌های برگ‌ریز بالغ و مخلوط برای خراشیدن و هم‌چنین از مراتع به‌دلیل عدم حضور انسان و امنیت بالا برای استراحت استفاده می‌کنند. علاوه بر این بررسی‌ها نشان داد بیش‌ترین حضور گونه در فصل زمستان در نواحی با شیب کم و تراکم پایین پوشش گیاهی و در فصل تابستان و پاییز در نواحی با پوشش متراکم و نزدیک منابع آبی می‌باشد. Rho (۲۰۱۵) با استفاده از مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گراز وحشی به مکان‌یابی مناسب مسیرهای عبور گونه در دو منطقه Gangwon-do و Jeollanam-do در کره پرداخت. بررسی‌ها نشان داد مناطق صخره‌ای با پوشش گیاهی متراکم، نواحی دور از سکونت‌گاه‌های انسانی و جاده و نزدیک منابع آبی بیش‌ترین مطلوبیت را برای گونه دارند. در نهایت ۲۴/۶ درصد از زیستگاه به‌عنوان زیستگاه با کیفیت بالا و ۱۱/۷ درصد از منطقه به‌عنوان زیستگاه با کیفیت خوب برای گونه در نظر گرفته شد. هدف از مطالعه حاضر، مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گراز با استفاده از مدل حداکثر آنتروپی بیشینه در دو فصل بهار و تابستان در پناهگاه حیات‌وحش جاسب اراک، به‌عنوان ابزاری مهم در شناسایی نحوه توزیع و پراکنش گونه، می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه: پناهگاه حیات‌وحش جاسب در منتهی‌الیه جنوب‌شرقی استان مرکزی و در شمال نراق از توابع شهرستان دلیجان واقع شده است. این منطقه از نظر موقعیت جغرافیایی در حد فاصله "۵۰°۵۲'۵۳,۰۷ طول شرقی و "۳۴°۹'۳۱,۸۲ عرض شمالی و "۵۰°۵۰'۱۶,۹۱ طول شرقی و "۳۴°۰'۳۴,۷۸ عرض شمالی قرار گرفته است (شکل ۱). پناهگاه حیات‌وحش جاسب با وسعتی معادل ۱۷۲۳۴ هکتار برابر مصوبه شماره ۲۴۵ مورخ ۸۱/۳/۲۱ شورای عالی حفاظت محیط‌زیست به‌عنوان پناهگاه حیات‌وحش تعیین گردید (اداره کل محیط زیست استان مرکزی، ۱۳۹۲). جاسب دارای تنوع

ارتفاعی قابل‌توجهی می‌باشد. به‌لحاظ فیزیوگرافی و توپوگرافی پناهگاه حیات‌وحش جاسب عمدتاً اکوسیستم کوهستانی است. بخش‌های درونی و مرکزی منطقه را رشته کوه‌های پراکنده، تپه ماهورهای مرتفع و اراضی جلگه‌ای در جنوب‌شرق و شمال‌شرق و تا حدودی جنوب‌غرب تشکیل می‌دهد. منطقه جاسب از نظر منابع آبی غنی است. در این منطقه علاوه بر قنات‌های متعدد، چشمه‌های فراوانی وجود دارد که عمدتاً در بخش‌های شرقی و جنوبی آن تراکم بیش‌تری دارند. تنوع زیستگاهی این منطقه بالا و شامل زیستگاه جنگلی، زیستگاه‌های خشکی پسند (منظور درختچه‌های کوتاه، گیاهان پشته‌ای، علفی، پایا و یک‌ساله) و زیستگاه‌های مناطق مرتفع و صخره‌ای می‌باشد. فرم‌های رویشی مختلف علفی، بوته‌ای، درختچه‌ای و درختی در نقاط گوناگون منطقه پراکنش دارند. پناهگاه حیات‌وحش جاسب زیستگاه شماری از پرندگان و پستاندارانی است که تنوع آن‌ها ناشی از تنوع زیستگاهی موجود در منطقه است. از مهم‌ترین گونه‌های جانوری منطقه می‌توان به گراز، قوچ و میش، کل بز، گرگ، روباه، شغال، بسیاری از جوندگان و پرندگان مانند، قرقی، سارگپه، عقاب دو برادر، دلیجه، تیهو اشاره نمود (مهندسین مشاور جامع ایران، ۱۳۹۱؛ گشتاسب‌میگونی، ۱۳۷۹).



شکل ۱ : موقعیت منطقه مورد مطالعه و نقاط ثبت‌شده حضور گراز

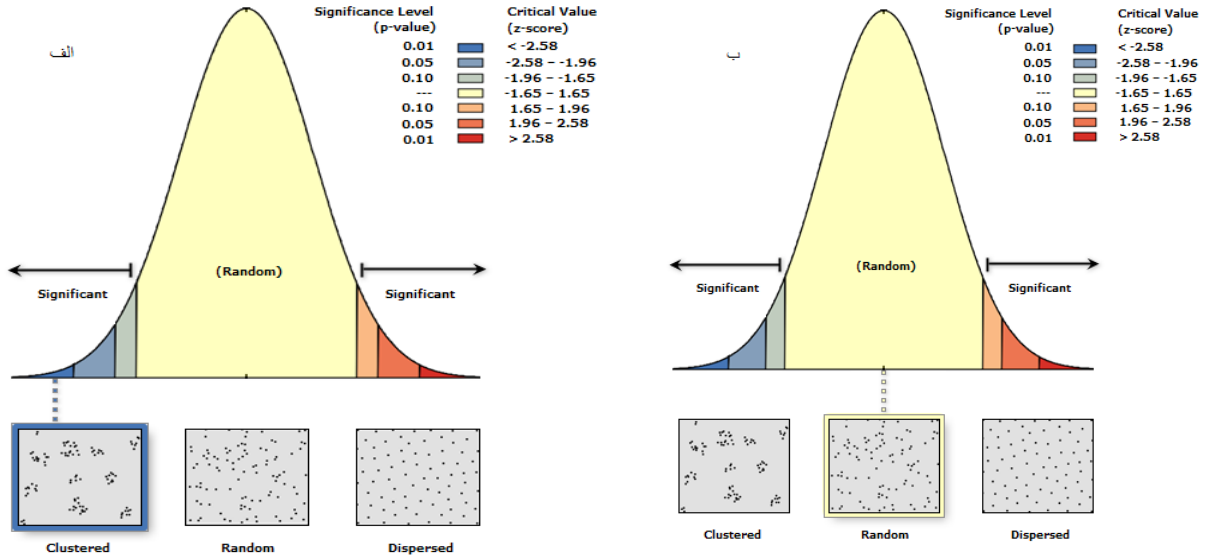
متغیرهای مؤثر بر مطلوبیت زیستگاه: دستیابی به اطلاعات لازم درباره حضور گونه از طریق پرس و جو از بومیان محلی منطقه به‌خصوص چوپانان، بهره‌گیری از اطلاعات محیط‌بانان اداره محیط زیست استان (برگرفته از دفتر ثبت وقایع روزانه، واحد معاونت طبیعی، اداره کل محیط زیست استان مرکزی)، گزارش‌های ثبت شده از حملات گراز به محصولات کشاورزی و باغ‌ها توسط مردم به طرق مختلف و استفاده از نمایه‌های مستقیم و غیرمستقیم که طی بازدیدهای میدانی و گشت‌زنی در منطقه طی دو فصل بهار و تابستان حاصل شد، بوده است. ثبت نمایه‌های مستقیم و غیرمستقیم در ترانسکت‌ها که به‌صورت طولی و در جهت افزایش ارتفاع قرار گرفتند، صورت گرفت. نقطه شروع نمونه‌برداری به‌صورت دائمی انتخاب شد و ترانسکت‌ها طوری قرار گرفتند که در نهایت، نمونه داده‌های جمع‌آوری شده بتواند معرف کل منطقه باشد. ثانیاً تمام تیپ‌ها و پستی و بلندی‌ها را در تمام طول مسیر در بر بگیرد. باتوجه به مطالعه اکولوژی گونه و بازدیدهای میدانی صورت گرفته و ویژگی توپوگرافی منطقه، ترانسکت‌هایی با طول متغیر از ۱۰۰ تا ۴۰۰ متر و عرض ۲ تا ۴ متر در ۱۲ لکه پراکنشی به نام‌های محلی (گله سیاه، رادکوه، سرخون، چشمه نون، دره بیشه، چولوا، قاش ستار، گردنه گرگ، سمن، نهر طویل، پاقستون، دهنه برزگر در خاوه) به‌صورت دائمی قرار گرفتند. به‌منظور جلوگیری از هم‌پوشانی برداشت نقاط حضور در هر مرحله بازرسی، منطقه کاملاً پاک‌سازی می‌شد. زیرا یک مدل‌سازی پراکنش خوب نیازمند داده‌های دقیقی از نقاط حضور می‌باشد که این داده‌ها علاوه بر این که باید تعمیم دهنده کل منطقه باشد باید به‌صورت سیستماتیک جمع‌آوری شده باشند تا حد الامکان بتوان میزان اریب را کاهش داد (جعفری و همکاران، ۱۳۹۵). اما از آن‌جایی‌که نمایه‌های مستقیم وقت‌گیر و هزینه‌بر هستند از نمایه‌های غیرمستقیم شامل ردپا، سرگین (Goulding، ۲۰۰۳)، خراش‌های روی تنه درختان که جزو قابل اعتمادترین نمایه‌ها هستند، زیرا تحت تأثیر تغییرات محیطی قرار ندارند (Abaigar و همکاران، ۱۹۹۴) و زیرورو کردن خاک اراضی که ظاهری شبیه به شخم زدن دارد (شکل ۲) استفاده شد (Massei و همکاران، ۱۹۹۷).

شکل ۲: تصاویری از نمایه‌های مستقیم ((الف) لاشه حیوان که توسط بومیان کشته شده است) و غیر مستقیم ((ب) ردپا و (ج) لانه) (عکس از نگارنده)

به‌منظور شناسایی متغیرهای محیطی تأثیرگذار بر انتخاب زیستگاه گونه، با مرور پژوهش‌های صورت گرفته در رابطه با کنش این گونه با زیستگاه (Rho، ۲۰۱۵؛ مینایی و بهروزی‌راد، ۱۳۹۳؛ گشتاسب‌میگونی و همکاران، ۱۳۹۰؛ Park و Lee، ۲۰۰۳؛ Abaigar و همکاران، ۱۹۹۴) مجموعه‌ای از متغیرها که در تأمین نیازهای زیستگاهی گونه تأثیرگذار هستند، تعیین گردید. در مجموع، ده فاکتور (شامل شیب، جهت (۹ طبقه: بدون جهت، شمال، شمال‌شرق، شرق، جنوب‌شرق، جنوب، جنوب‌غرب، غرب، شمال‌غرب)، ارتفاع (حاصل از مدل رقومی ارتفاعی با دقت ۳۰ متر)، فاصله از چشمه، فاصله از قنات، فاصله از روستا، فاصله از توسعه انسانی (منظور چاه-های در حال ساخت و در حال بهره برداری است)، فاصله از جاده، کاربری اراضی منطقه (۵ طبقه: باغ، مرتع، مناطق مسکونی، اراضی کشاورزی، رخنمون سنگی) و تیپ پوشش گیاهی به‌عنوان متغیرهای تأثیرگذار انتخاب شد. همبستگی بین متغیرهای مورد استفاده در تحلیل، با استفاده از دستور PCA در نرم‌افزار ادریسی محاسبه گردید. از آن‌جاکه بین لایه تناسب اراضی (Land cover) و کاربری اراضی (Land use) همبستگی بالایی (۰/۸) وجود داشت، لذا لایه پوشش اراضی از تحلیل حذف شد. با توجه به توپوگرافی منطقه و مساحت کم منطقه جاسب در برخی نقاط منطقه مورد مطالعه، حضور گراز به ثبت نرسید. در نواحی که حضور گراز وحشی به ثبت رسید با توجه به وضعیت سیمای سرزمین منطقه و نیز ترجیحات زیستگاهی گونه مذکور نقاط حضور ثبت شده گونه در دو فصل مورد مطالعه بسیار بهم شبیه هستند و عملاً تفاوتی بین نقاط حضور در دو فصل مشاهده نشد. لذا، از مجموع نقاط حضور گونه در طی دو فصل برای مدل‌سازی استفاده شد. پس از ادغام نقاط حضور گونه در دو فصل به‌منظور بررسی همبستگی مکانی و توزیع نقاط حضور گونه از دستور Analyzing patterns در ARC GIS ۱۰/۳ استفاده شد. نتایج نشان داد که مجموع نقاط حضور گونه در منطقه در حالت ادغام نقاط، به‌صورت توزیع خوشه‌ای است (P-value=۰/۰۰۰۰۰۰۳، Z-score= -۴/۶۸) (شکل ۳ الف). و پس از حذف نقاط مشابه با همبستگی بالا، توزیع نقاط به حالت تصادفی تبدیل شد (P-value=۰/۰۳۱، Z-score= -۱/۰۰) (شکل ۳ ب).

مدل آنتروپی بیشینه: مدل آنتروپی بیشینه یا مدل خطی لگاریتمی (log-linear models) جزو مدل‌های آماری می‌باشد. مدل‌های رگرسیون لجستیک (Logistic regression models)، مدل‌های نمایی (exponential models)، Boltzmann networks، Harmonic grammars، probabilistic context free grammars و Hidden Markov Models، انواعی از مدل‌های آنتروپی بیشینه محسوب می‌شوند (Goldwater و Johnson، ۲۰۰۳). مدل آنتروپی بیشینه، یک ابزار قدرتمند در پیش‌بینی توزیع فضایی گونه‌ها (بالقوه و بالفعل) با استفاده از داده‌های حضور گونه و متغیرهای محیط‌زیستی می‌باشد. این مدل قادر است با حداقل اطلاعات حاضر در محیط نقشه توزیع و پراکندگی گونه را تهیه نماید (Young و همکاران، ۲۰۱۱). تخمین توزیع احتمال مکسنت، به‌صورت نمایی (Exponential)، براساس تقسیم مجموع وزن متغیرهای زیست محیطی بر یک ثابت مقیاس، برآورد می‌شود، به‌طوری‌که مقادیر احتمال بین صفر و یک قرار گرفته و به‌طورکلی مجموع احتمالات، یک شود. رابطه ۱ توزیع احتمال مکسنت را نشان می‌دهد، که در آن λ برداری از n ضریب با ارزش واقعی یا وزن‌های متغیرهای زیست محیطی، f برادری از همه n متغیر و Zλ ثابت نرمال‌سازی می‌باشد تا اطمینان حاصل شود که مجموع qλ برابر یک خواهد شد. رابطه ۱:

$$q_\lambda(x)=\frac{e^{\lambda \cdot f(x)}}{Z_\lambda}$$



شکل ۳: الف: توزیع خوشه‌ای داده‌های حضور بهاره و تابستانه گراز ب: توزیع تصادفی داده‌های حضور بهاره و تابستانه گراز

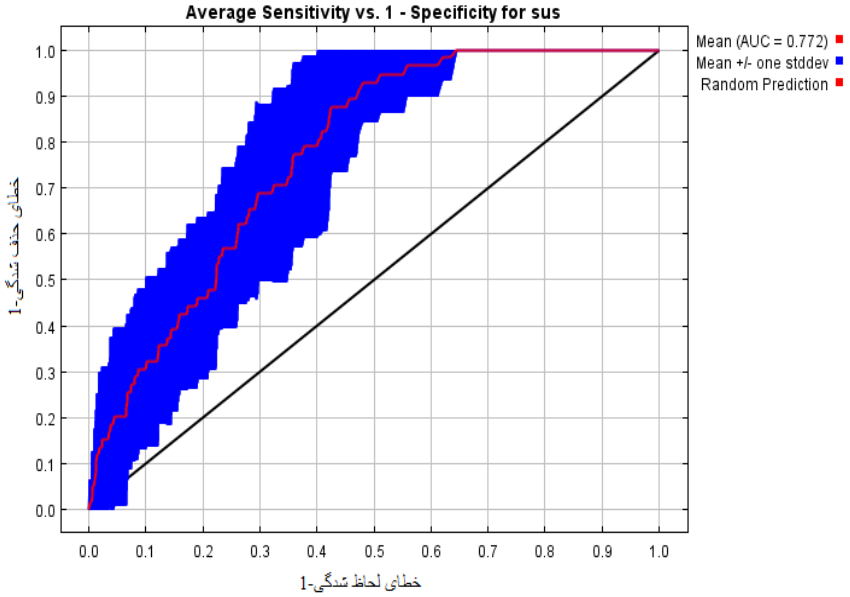
Maxent یک روش حداکثر احتمال (Maximum-likelihood) می‌باشد، که توزیع احتمال را در امتداد پیکسل‌های یک شبکه (grid) منطقه مدل‌سازی شده، محاسبه می‌کند. اجرای برنامه مکسنت به‌وسیله یک توزیع یکنواخت (Uniform) و انجام تعدادی تکرار (Iterations) آغاز می‌شود، که هر یک به‌نوبه خود، احتمال مکان‌های نمونه‌گیری گونه مورد مطالعه را افزایش می‌دهند (Yost و همکاران، ۲۰۰۸). احتمال، تحت عنوان دست‌یابی (Gain) نمایش داده می‌شود. مقدار Gain از صفر شروع می‌شود (دست‌یابی به پراکنش یک‌پارچه) و به هر میزانی که برنامه، احتمال محل‌های نمونه‌گیری را افزایش دهد، افزایش می‌یابد. Gain، تا جایی‌که تغییر از یک تکرار به تکرار بعدی زیر آستانه همگرایی (Convergence threshold) قرار بگیرد و یا تا جایی‌که حداکثر تکرار انجام شده باشد، با هر بار تکرار افزایش می‌یابد. Gain می‌تواند نشان‌دهنده اندازه شباهت نمونه‌ها باشد. برای مثال، اگر مقدار عددی gain ۲ باشد، یعنی این‌که میانگین شباهت نمونه $\exp(2) \approx 7.4$ برابر بیش‌تر از یک پیکسل تصادفی پیش‌زمینه است. مقدار Gain پراکنش یکنواخت، صفر می‌باشد. مقدار gain به‌طور تنگاتنگی با انحراف معیار (deviance)که در مدل خطی تعمیم یافته (generalized linear models)استفاده می‌شود، ارتباط دارد (Phillips و همکاران، ۲۰۰۶). Maxent پراکنش برآورد شده را به‌منظور کنترل تناسب بیش از حد (over fitting)، محدود می‌کند. بنابراین مقدار میانگین، برای یک پیش بینی‌گر معین به‌جای آن‌که برابر با میانگین آزمایشی (در محدوده خطای تجربی) باشد، نزدیک به آن است. این روش هموارسازی (Smoothing) تنظیم نامیده می‌شود و کاربران می‌توانند پارامترها را به‌منظور موازنه (یا متعادل ساختن) بالقوه برای نمونه‌های با اندازه کوچک، تغییر دهند. پراکنش Maxent در طول مجموعه پیکسل‌های منطقه تحت مطالعه، که برای تمامی متغیرهای محیطی داده دارد، محاسبه می‌شود. هرچند اگر تعداد پیکسل‌ها خیلی زیاد باشد، زمان پردازش بدون هیچ‌گونه ارتقای معنی‌دار در عملکرد مدل‌سازی، افزایش می‌یابد. به این خاطر، هنگامی‌که تعداد پیکسل‌های با داده بیش از ۱۰۰۰۰ عدد است، یک نمونه تصادفی از ۱۰۰۰۰ پیکسل پیش‌زمینه برای نمایش تنوع شرایط محیطی موجود در داده، استفاده می‌شود. سپس پراکنش Maxent در طول یک مجموعه واحد از پیکسل‌های پیش‌زمینه محاسبه شده و نمونه‌ها برای گونه مدل‌سازی می‌شوند. پیش‌بینی‌های Maxent برای هر سلول آنالیزی می‌توانند به‌عنوان مقادیر تجمعی، نمایانگر درصد مقدار احتمال برای همان سلول آنالیزی و سایر سلول‌ها با احتمال برابر یا کم‌تر، باشد. سلول با ارزش ۱۰۰، مطلوب‌ترین، درحالی‌که سلول‌های نزدیک صفر درون منطقه مورد مطالعه نامطلوب‌ترین، می‌باشند (Hernandez و همکاران، ۲۰۰۶).

در این بررسی از بین کل نقاط حضور ثبت شده در فصل بهار و تابستان، ۲۵٪ برای آزمون و ۷۵٪ برای یادگیری مدل استفاده شد. نقاط پس‌زمینه (حضور کاذب) به‌صورت تصادفی از تمام منطقه موردمطالعه، انتخاب شد. مدل به تعداد ۱۰ بار اجرا و ۱۰۰۰ تکرار انتخاب گردید و نقشه میانگین پیش‌بینی، به‌عنوان نقشه نهایی خروجی ارائه گردید. از الگوریتم Crossvalidate که به‌عنوان پیش فرض مدل مکسنت است، برای تهیه نقشه مطلوبیت زیستگاه استفاده شد. از آن‌جایی‌که، قوانین خاصی در تهیه حد آستانه نوع خروجی مکسنت وجود ندارد و این عمل به نوع داده‌های استفاده شده بستگی

دارد (Young و همکاران، ۲۰۱۱). برای سهوت در تحلیل از فرمت Logistic که بین دو بازه صفر و یک، نقشه مطلوبیت را تهیه می‌کند، استفاده شد. علاوه بر این، به‌منظور بررسی اهمیت تک تک متغیرها آزمون جک نایف مورد استفاده قرار گرفت. هم‌چنین از تحلیل منحنی ویژه عامل دریافت‌کننده (Roc) و مساحت زیر منحنی (Auc) برای ارزیابی کیفیت کلی استفاده شد.

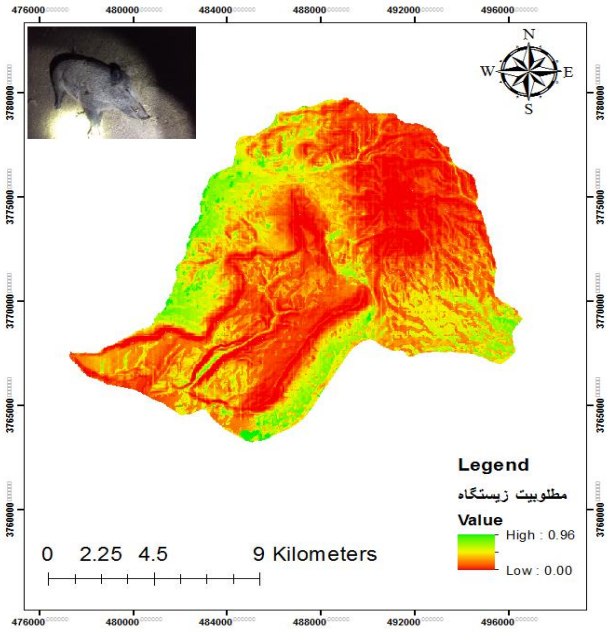
نتایج

ارزیابی مدل: شکل ۴ اعتبار سنجی مدل را بعد از ده بار اجرا نشان می‌دهد. مقدار AUC با امتیاز ۱ به معنی پیش‌بینی کامل بدون حذف هیچ‌یک از نقاط حضور است. AUC با امتیاز ۰/۵ برای یک مدل با پیش‌بینی تصادفی مورد انتظار است. AUC بین ۰/۷ تا ۰/۸ بیانگر یک مدل خوب، بین ۰/۸ تا ۰/۹ بیانگر مدل عالی و AUC بیش‌تر از ۰/۹ یک مدل بسیار عالی است. نتایج این اعتبارسنجی(AUC=۰/۷۷)، حاکی از پیش بینی خوب مدل در مقابل AUC با مقدار ۰/۵ که به معنای تصادفی بودن پیش‌بینی است، می‌باشد (P-value<۰/۰۰۱).



شکل۴: منحنی ROC و مقدار AUC مدل‌سازی زیستگاه مطلوب گراز وحشی

براساس کارای خوب مدل، نقشه مطلوبیت زیستگاه در شکل ۵ آورده شد. نتایج پاسخ گونه نشان داد که، گونه به نواحی تخت (Flat) و بدون جهت، اراضی باغ و کشاورزی در وهله اول و سپس به پوشش گیاهی (*Pernnual grasses, Artemisia aucheri, Astragalus spp*) گرایش بیش‌تری دارد. با توجه به این‌که بیش‌تر اراضی طبیعی که به عنوان زیستگاه مهم گراز محسوب می‌شوند توسط انسان تحیل رفته و به اراضی باغ و کشاورزی تبدیل شده است دور از انتظار نیست گراز به اراضی باغ و کشاورزی به‌ویژه اراضی که نزدیک روستاهای داخل منطقه هستند برای تامین نیاز غذایی در فصول مهم هم‌چون فصل زایمان و شیردهی تمایل بالایی داشته باشد. به‌نظر می‌رسد، گونه به مناطق مسطح با شیب بسیار پایین تمایل بیش‌تری دارد. علاوه بر این، با افزایش ارتفاع و افزایش فاصله از توسعه انسانی (منظور از این متغیر چاه‌های در حال ساخت و چاه‌های در حال بهره‌برداری می‌باشد)، از مطلوبیت زیستگاه گونه کاسته می‌شود. به‌عبارتی هر چقدر فاصله از قنات بیش‌تر شود، مطلوبیت زیستگاه گونه کاهش می‌یابد. بیش‌ترین مطلوبیت در فاصله بین (۰ تا ۸۰۰ متری) از قنات می‌باشد. با افزایش فاصله از چشمه از مطلوبیت زیستگاه گونه تا فاصله ۵۱۰۰ متری کاسته و از این فاصله به بعد مطلوبیت افزایش می‌یابد. با افزایش فاصله از روستا از مطلوبیت زیستگاه گونه تا فاصله ۸۰۰۰ متری کاسته و از این فاصله به بعد بر مطلوبیت زیستگاه گونه اضافه می‌شود. مطلوبیت زیستگاه گونه با افزایش فاصله از جاده رابطه عکس دارد. بررسی‌ها نشان داد جاده در زیستگاه مطلوب گونه قرار گرفته است. دو پاسخی بودن منحنی فاصله از جاده ممکن است به‌واسطه وجود مزارع کشاورزی در نزدیکی این روستا و وجود سایر مناطق مستعد حضور از جمله، باغات و پوشش گیاهی انبوه‌تر دور از حیطه روستا باشد.



شکل۵: نقشه مطلوبیت زیستگاه گراز وحشی در پناهگاه حیات‌وحش جاسب با استفاده از روش آنتروپی بیشینه

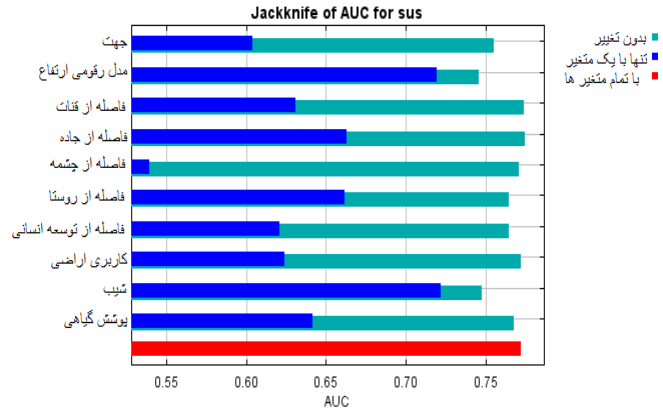
اهمیت نسبی هر متغیر در مدل: درصد سهم نسبی متغیرهای مورد استفاده در مدل‌سازی پراکنش گراز در جدول ۱ آورده شده است. این جدول براساس اجرای حداکثر آنتروپی بدون تحلیل جک نایف تولید شده است. براساس این رویکرد شیب با ۲۲/۵درصد و جهت با ۲۰/۶ درصد و ارتفاع ۲۰/۵ درصد مهم‌ترین عوامل اثرگذار بر پراکنش گراز بودند.

حساسیت سنجی با استفاده از روش جک‌نایف: شکل ۶، نتایج تحلیل جک‌نایف را نشان می‌دهد. براساس نتایج حاصل از حساسیت سنجی، متغیرهای مدل رقومی ارتفاع، شیب و فاصله تا روستا بیش‌ترین تأثیر را در انتخاب زیستگاه مطلوب گونه داشته‌اند. که با حذف یک مورد، بیش‌ترین کاهش در مقدار AUC اتفاق می‌افتد.

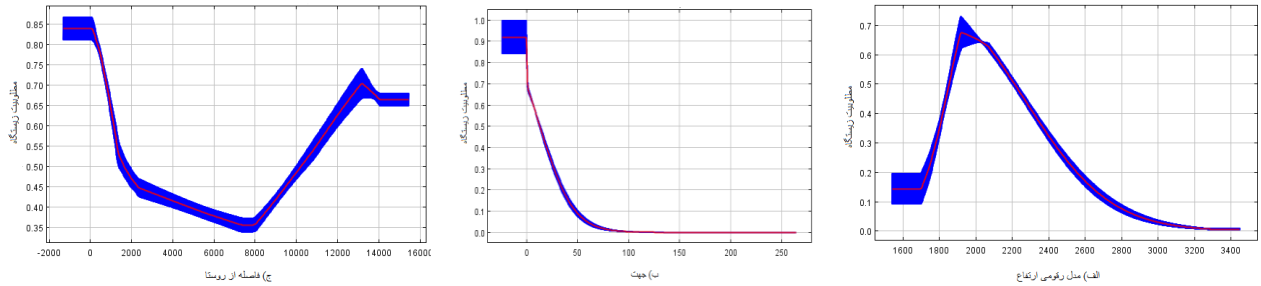
منحنی پاسخ: منحنی پاسخ به‌عنوان یکی از خروجی‌های مدل مکسنت محسوب می‌شود که میانگین پاسخ گونه را نسبت به متغیرهای محیطی بعد از ده بار تکرار نشان می‌دهد. در این مرحله به‌ازای تعداد متغیرهای استفاده شده، منحنی پاسخ دارد. در نمودار رنگ قرمز حالت بهینه و رنگ آبی نوسانات پیرامون آن را نشان می‌دهد. محور X ارزش هر متغیر و محور Y احتمال حضور و یا مطلوبیت را نشان می‌دهد. شکل ۷ منحنی پاسخ متغیرهای مدل رقومی ارتفاع (الف)، شیب (ب) و فاصله تا روستا (ج) که طبق نتایج حساسیت سنجی بیش‌ترین تأثیر را در انتخاب زیستگاه مطلوب گونه داشته‌اند.

جدول۱: درصد سهم نسبی متغیرها در مدل‌سازی زیستگاه گراز در پناهگاه حیات‌وحش جاسب

نام متغیر	نام اختصاری	درصد سهم
شیب	Slope	۲۲/۵
جهت	Aspect	۲۰/۶
ارتفاع	Elevation	۲۰/۵
فاصله تا قنات	Dis-qanat	۹/۶
پوشش گیاهی	Vegetation	۶/۶
فاصله تا توسعه انسانی	Dis-well	۵/۷
فاصله تا جاده	Dis-road	۵/۲
کاربری اراضی	Landuse	۴/۲
فاصله تا روستا	Dis- village	۲/۶
فاصله تا چشمه	Dis- spring	۲/۴



شکل ۶: اهمیت نسبی متغیرها براساس تحلیل جک‌نایف



شکل ۷: منحنی پاسخ به متغیرهای مدل رقومی ارتفاع (الف)، شیب (ب) و فاصله تا روستا (ج)

بحث

بیش‌ترین مطالعات صورت گرفته بر روی جمعیت گراز وحشی در رابطه با پویایی شناسی اندازه جمعیت، عادت غذایی و مشکلات مربوط به آسیب گونه به اراضی کشاورزی می‌باشد (Barrios و همکاران، ۲۰۱۲؛ Fonseca، ۲۰۰۸؛ Cocca و همکاران، ۲۰۰۷؛ Herrero و همکاران، ۲۰۰۶). مطالعات صورت گرفته در رابطه با زیستگاه گراز در طی فصول مختلف نشان داده است که به‌علت تغییر در مواد غذایی در دسترس و پوشش گیاهی منطقه، زیستگاه مطلوب گونه برای رفع نیاز غذایی و امنیتی تغییر می‌کند. این فرایند به نوبه خود سبب تغییر در دوره فحلی و تولیدمثلی گونه می‌شود (Baubet و همکاران، ۲۰۰۴؛ Meriggi و Sacchi، ۲۰۰۱؛ Genov، ۱۹۸۱). براساس نتایج حاصل از حساسیت‌سنجی جک‌نایف، متغیرهای مدل رقومی ارتفاع، شیب و فاصله تا روستا بیش‌ترین تأثیر را در انتخاب زیستگاه مطلوب گونه داشته‌اند. نتایج پاسخ گونه با عامل ارتفاع نشان داد که با افزایش ارتفاع از مطلوبیت زیستگاه گونه کاسته می‌شود. به‌عبارت دیگر زیستگاه مطلوب گونه تا ارتفاع ۱۹۰۰ متری دارای مطلوبیت بالایی است و از این ارتفاع به بعد از مطلوبیت زیستگاه کاسته می‌شود. که طی بازدیدهای میدانی صورت گرفته در منطقه، بیش‌ترین نقاط شناسایی و ثبت شده به‌عنوان نقاط حضور گراز، در مناطق کم ارتفاع قرار داشتند. یکی از دلایل اصلی حضور گونه در ارتفاع کم، حضور مراتع باز و مرغزارها می‌باشد. زیرا ریشه گیاهان می‌تواند به‌عنوان یک بخش خیلی مهم در رژیم غذایی گراز محسوب شود. علاوه بر این، با توجه به بیولوژی گونه مانند نحوه قرارگیری انگشتان و سم، دور از انتظار نیست که نواحی کم ارتفاع به‌عنوان زیستگاه مناسب محسوب شوند. نتایج حاصل از تمایل گونه برای حضور در مناطق کم ارتفاع در پناهگاه حیات‌وحش جاسب، با نتایج گشتاسب‌میگونی و همکاران (۱۳۹۰) در منطقه الموت قزوین و McIlroy و همکاران (۱۹۸۹) در پارک ملی Namadgi در استرالیا هم‌خوانی دارد. ولی با نتایج مینایی و بهروزی‌راد (۱۳۹۳) در کوه خان کماندار لرستان و Singer و همکاران (۱۹۸۱) در کوه‌های بزرگ اسموکی در Tennessee که بیش‌ترین حضور گونه در فصل بهار نواحی مرتفع می‌باشد، هم‌خوانی ندارد. علاوه بر این، با نتایج Rho (۲۰۱۵) در کره و Hone (۲۰۰۲) در استرالیا که گراز در تابستان نواحی مرتفع بیش‌تر حضور دارد، هم‌خوانی ندارد. Abaigar و همکاران (۱۹۹۴) در مدیترانه نتیجه‌گیری کردند بیش‌ترین حضور گونه در ۴ فصل بهار، تابستان، پاییز و زمستان در نواحی مرتفع می‌باشد. دلیل اصلی این اختلاف حضور پوشش جنگلی مخلوط، کاج و بلوط که به‌عنوان یک منبع غذایی و امنیتی برای گراز محسوب می‌شود، می‌باشد. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که با افزایش مقدار شیب به شکل پیوسته از مطلوبیت زیستگاه گونه کاسته می‌شود. به‌نظر می‌رسد گونه به مناطق مسطح و دشتی با شیب بسیار پایین (۰ تا ۷ درصد) گرایش دارد. با توجه به این‌که منطقه مورد مطالعه جاسب یک منطقه کوهستانی می‌باشد، اما در درازمدت به‌علت حضور جوامع انسانی و درنتیجه منابع غذایی موجود مانند باغ‌ها و مزارع در نواحی دشتی، گراز از تنوع زیستگاهی ناشی از تغییرات شیب و ارتفاع رجوع نکرده و نواحی مسطح با ارتفاع کم را که قابل دسترس‌تر هستند، ترجیح می‌دهند. این یافته‌ها با نتایج گشتاسب‌میگونی و همکاران (۱۳۹۰) در منطقه الموت قزوین و نتایج مینایی و بهروزی‌راد (۱۳۹۳) که بیش‌ترین حضور گونه در بهار در نواحی دشتی است، مطابقت دارد. علاوه بر این با نتایج Park و Lee (۲۰۰۳) در کره که حاکی از اجتناب گونه از نواحی صخره‌ای می‌باشد، هم‌خوانی دارد. از طرفی نتایج به‌دست آمده با نتایج Meriggi و Sacchi (۲۰۰۱) در ایتالیا و هم‌چنین نتایج Rho (۲۰۱۵) در کره که گونه نواحی صخره‌ای و تپه‌ای را ترجیح می‌دهد، هم‌خوانی ندارد. علت اصلی این اختلاف تفاوت در ویژگی زمین‌شناسی و توپوگرافی منطقه و هم‌چنین حضور پوشش گیاهی خاص در شیب بالا که به‌عنوان پوشش‌های امنیتی و غذایی برای گراز محسوب می‌شود، می‌باشد. بنابراین، به‌نظر می‌رسد که قاعده ثابتی برای انتخاب زیستگاه مطلوب برای این گونه وجود نداشته و بسته به شرایط مهیا، ممکن است انتخاب‌های متفاوتی داشته باشد. بررسی‌های بر روی زیستگاه مطلوب گونه گراز در پناهگاه حیات‌وحش جاسب حاکی از

آن است که مطلوبیت زیستگاه گونه تا فاصله ۸۰۰۰ متری از روستا کاسته و از این فاصله به بعد به مطلوبیت زیستگاه گونه اضافه می‌شود. جوامع انسانی خواه و ناخواه به زیستگاه موجودات زنده آسیب وارد می‌کنند. به‌طور مثال تبدیل اراضی طبیعی به اراضی کشاورزی توسط انسان و سایر فعالیت‌های توسعه‌ای سبب محدود شدن عرصه زیستی و طبیعی حیوان می‌شود. از این‌رو گونه برای رفع نیاز خود به اراضی کشاورزی حمله و سبب خسارات جدی و جبران ناپذیر بر آن‌ها می‌شود. علاوه بر این، به‌دلیل فعالیت‌های کنترلی انسانی مانند شکار گونه و مسموم کردن و فنس‌کشی دور از انتظار نیست که گونه برای افزایش امنیت نواحی دور از انسان را ترجیح دهد. این موضوع با نتایج Thurfjell (۲۰۰۹) در منطقه اسکانیا در جنوب سوئد و Rho (۲۰۱۵) در کره مطابقت دارد. البته با نتایج مطالعاتی مانند گشتاسب و همکاران (۱۳۹۰) در منطقه‌الموت‌قزوین، Schley و همکاران (۲۰۰۸) در لوکزامبورگ، Genov (۱۹۸۱) در اروپا و Mowlavi و همکاران (۲۰۰۶) در استان خوزستان در جنوب ایران که گراز نزدیک نواحی انسانی و نواحی که به‌شدت توسط انسان تغییر کرده است، حضور دارد و حتی سبب انتقال بیماری و انگل به انسان و هم‌چنین آسیب به اراضی کشاورزی شده‌است، هم‌خوانی ندارد. علت اصلی این اختلاف، وجود اراضی کشاورزی و باغ‌های نزدیک جوامع انسانی می‌باشد که به عنوان یک منبع غذایی مهم برای رفع نیاز غذایی گونه در نظر گرفته می‌شود. داشتن اطلاعات کافی در رابطه با زیستگاه انتخاب شده توسط گراز می‌تواند در کاهش خسارت گونه به اراضی کشاورزی و باغ‌ها و مدیریت بهتر زیستگاه مؤثر باشد. از آن‌جایی‌که این خسارات هزینه‌های قابل توجهی به فرد خسارت دیده تحمیل می‌نماید، موضوع اهمیت مضاعف پیدا می‌کند. یافته‌های این پژوهش به‌عنوان یک راهگشا، در تنظیم جمعیت گونه گراز که در رأس گونه‌های آسیب‌رسان می‌باشد (عبداللهی و همکاران، ۱۳۹۲)، شناسایی گستره فعالیتی گراز در اکوسیستم‌های بومی، شناسایی نواحی مطلوب زیستگاه و به‌عبارتی بررسی ارجحیت زیستگاهی گونه می‌باشد، تا در نهایت بتوان بهترین استراتژی‌های مدیریتی را در جهت کاهش میزان تعارض در نواحی که حضور گونه بالاست، به‌عبارتی نواحی که بالاترین مطلوبیت را برای گونه دارند، ارائه نمود. امروزه از روش‌های مختلفی برای کاهش خسارت گراز استفاده می‌شود که شامل: استفاده از تله‌های پاگیر (یک تکنیک رایج به‌ویژه در مناطق دور افتاده با پوشش گیاهی متراکم)، شکار با سگ (da Cunha Nogueira و همکاران، ۲۰۰۷)، فنس‌کشی (ولی به‌دلیل هزینه بالا در ساخت آن کم‌تر کاربرد دارد) (Ohashi، ۱۹۸۸)، استفاده کردن از مکمل‌های غذایی برای جلوگیری از حضور گراز در زمین‌های کشاورزی که استفاده از آن‌ها بسیار بحث برانگیز است، زیرا برخی مطالعات از موفقیت این روش‌ها در کاهش خسارات گراز صحبت می‌کنند (Calenge و همکاران، ۲۰۰۴) و برخی دیگر اثرات منفی این روش‌ها را مطرح می‌کنند (Geisser و Reyer، ۲۰۰۴). برخی روش‌های کنترلی ذکر شده از جمله، شکار با سگ، استفاده از طعمه‌های مسموم و سمی و فنس‌کشی در پناهگاه حیات‌وحش جاسب استفاده می‌شود. ولی برای مدیریت بهتر نیازمند مطالعه در بازه زمانی طولانی‌تر می‌باشد. زیرا این روش‌ها بسیار هزینه بر می‌باشند و با توجه به شیوه کشاورزی سنتی منطقه کارآمد نیستند. بدین منظور اطلاع رسانی و فرهنگ‌سازی برای جلوگیری از حضور انسان در زیستگاه‌های طبیعی و یا تغییر زیستگاه‌های حیات وحش برای فعالیت کشاورزی یک فاکتور مهم می‌باشد. علاوه بر این، همکاری سازمان محیط زیست با سایر سازمان‌ها و ادارات مرتبط و افزایش تعداد پاسگاه‌های محیط بانی و تعداد محیط‌بانان می‌تواند در مدیریت منطقه و کاهش تعارض بسیار موثر باشند. یافته‌های این پژوهش در مشخص کردن مباحث حفاظتی در ارتباط با گونه گراز وحشی در پناهگاه حیات وحش جاسب، اهمیت دارد. نتایج پژوهش حاضر می‌تواند به‌عنوان یک منبع در شناخت زیستگاه مطلوب گونه‌ای که در تعارض شدید با انسان قرار دارد، ارائه راهکارهای بهینه و مناسب در تنظیم جمعیت آن و هم‌چنین در بحث‌های مدیریتی مورد استفاده در کاهش تعارض آن با منافع انسانی، مورد استفاده قرار بگیرد.

تشکر و قدردانی

بدین‌وسیله از راهنمایی‌ها و دیدگاه‌های ارزشمند جناب آقای حمیدی مسئول منطقه و آقای هادی محیط‌بان منطقه و سایر عزیزانی که در انجام این پژوهش یاری کرده‌اند، کمال قدردانی به‌عمل می‌آید.

منابع

۱. **اداره کل حفاظت محیط زیست استان مرکزی. ۱۳۹۲.** معاونت طبیعی، دفتر زیستگاه‌ها و تنوع زیستی. ۶۷ صفحه.

۲. **جعفری، ع.؛ میرزایی، ر.؛ زمانی، ر. و محمودی، ا.، ۱۳۹۵.** مدل سازی پراکنش قوچ و میش اصفهان در منطقه حفاظت شده تنگه صیاد براساس بهبود اریب داده‌های حضور و انتخای متغیرهای مناسب با استفاده از حداکثر آنتروپی. بوم‌شناسی کاربردی. شماره ۱۵، صفحات ۳۹ تا ۴۹.

۳. **عبداللهی، ش.؛ محمدی، ح. و نصرتی، م.، ۱۳۹۲.** بررسی خسارت وارد شده از ناحیه حیات‌وحش در ایران. فصلنامه علمی محیط زیست. شماره ۵۲، صفحات ۵۱ تا ۵۷.

۴. **کرمی، پ.؛ حسینی، م. و کمانگر، م.، ۱۳۹۴.** مدل‌سازی ریسک حملات مکانی تابستانه و پاییزه گرگ (*Canis lupus*) به آهوی ایرانی

(*Gazella subgutturosa*) در منطقه تیز اندازی و شکار ممنوع قراویز (استان کرمانشاه). محیط‌زیست جانوری. شماره۴، صفحات ۱۱ تا ۲۰.

۵. **گشتاسب‌میگونی، ح.، ۱۳۷۹.** شناسنامه منطقه جاسب. اداره کل حفاظت محیط زیست استان مرکزی. ۶۷ صفحه.

۶. **گشتاسب‌میگونی، ح.؛ شمس‌اسفندآباد، ب.؛ عطایی، ف. و مظفری، ع.، ۱۳۹۱.** مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گراز (*Sus scrofa*) در منطقه الموت شرقی استان قزوین. نشریه محیط زیست طبیعی. شماره ۲، صفحات ۲۴۷ تا ۲۵۸.

۷. **مهندسین مشاور جامع ایران. ۱۳۹۱.** مطالعات توجیهی طرح مدیریت پناهگاه حیات‌وحش جاسب، اداره کل حفاظت محیط زیست استان مرکزی. ۱۰۰صفحه.

۸. **مینایی، ح. و بهروزی‌راد، ب.، ۱۳۹۳.** بررسی مطلوبیت زیستگاه گراز در منطقه کوه خان کماندار استان لرستان با استفاده از روشHEP, HSI. اولین همایش ملی ارزیابی مدیریت و آمایش محیط زیستی در ایران. ۱۶ صفحه.

۹. **Abaigar, T.; Del Barrio, G. and Vericad, J.R., ۱۹۹٤.** Habitat preference of wild boar (*Sus scrofa* L., ۱۷۵۸) in a Mediterranean environment. Indirect evaluation by signs. Mammalia. Vol. ٥٨, No. ٢, pp: ٢٠١-٢١٠.

۱۰. **Baubet, E.; Bonenfant, C. and Brandt, S., ۲۰۰٤.** Diet of the wild boar in the French Alps. Galemys: Boletín informativo de la Sociedad Española para la conservación y estudio de los mamíferos. Vol. ١٦, No. ١, pp: ١٠١-١١٣.

۱۱. **Barrios-Garcia, M.N. and Ballari, S.A., ۲۰۱۲.** Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. Biological Invasions. Vol. ١٤, No. ١١, pp: ٢٢٨٣-٢٣٠٠.

۱۲. **Breininger, D.R.; Provancha, M.J. and Smith, R.B., ۱۹۹۱.** Mapping Florida scrub jay habitat for purposes of land-use management. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. Vol. ٥٧, No. ١١, pp: ١٤٦٧-١٤٧٥.

۱۳. **Calenge, C.; Maillard, D.; Fournier, P. and Fouque, C., ۲۰۰٤.** Efficiency of spreading maize in the garrigues to reduce wild boar (*Sus scrofa*) damage to Mediterranean vineyards. European Journal of Wildlife Research. Vol. ٥٠, No. ٣, pp: ١١٢-١٢٠.

۱۴. **Cai, J.; Jiang, Z.; Zeng, Y.; Li, C. and Bravery, B.D., ۲۰۰۸.** Factors affecting crop damage by wild boar and methods of mitigation in a giant panda reserve. European Journal of Wildlife Research. Vol. ٥٤, No. ٤, pp: ٧٢٣-٧٢٨.

۱۵. **Cocca, G.; Sturaro, E.; Dal Compare, L. and Ramanzin, M., ۲۰۰۷.** Wild boar (*Sus scrofa*) damages to mountain grassland. A case study in the Belluno province, eastern Italian Alps. Italian Journal of Animal Science. Vol. ٦, No. ١, pp: ٨٤٥-٨٤٧.

۱۶. **Davis, F. W.; Stoms, D. M.; Estes, J. E.; Scepan, J. and Michael Scott, J., ۱۹۹۰.** An information systems approach to the preservation of biological diversity. International Journal of Geographical Information System. Vol. ٤, No. ١, pp: ٥٥-٧٨

۱۷. **da Cunha Nogueira, S.S.; Nogueira-Filho, S.L.G.; Bassford, M.; Silvius, K. and Fragoso, J.M.V., ۲۰۰۷.** Feral pigs in Hawai 'i: Using behavior and ecology to refine control techniques. Applied Animal Behaviour Science. Vol. ١٠٨, No. ١, pp: ١-١١.

۱۸. **Fonseca, C., ۲۰۰۸.** Winter habitat selection by wild boar *Sus scrofa* in southeastern Poland. European Journal of Wildlife Research. Vol. ٥٤, No. ٢, pp: ٣٦١-٣٦٦.

۱۹. **Gabor, T.M.; Hellgren, E.C. and Silvy, N.J., ۲۰۰۱.** Multi scale habitat partitioning in sympatric suiforms. The Journal of wildlife management. Vol. ٦٥, No. ١, pp: ٩٩-١١٠.

۲۰. **Genov, P., ۱۹۸۱.** Food composition of wild boar in north-eastern and western Poland. Acta Theriologica. Vol. ٢٦, No. ١٠, pp: ١٨٥-٢٠٥.

۲۱. **Genov, P.V. and Massei, G., ۲۰۰٤.** The environmental impact of wild boar. Galemys: Boletín informativo de la Sociedad Española para la conservación y estudio de los mamíferos. Vol. ١٦, No. ١, pp: ١٣٥-١٤٥.

۲۲. **Geisser, H. and Reyer, H.U., ۲۰۰٤.** Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. Journal of Wildlife Management. Vol. ٦٨, No. ٤, pp: ٩٣٩-٩٤٦.

۲۳. **Guisan, A. and Zimmermann, N.E., ۲۰۰۰.** Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological modelling. Vol. ١٣٥, No. ٢, pp: ١٤٧-١٨٦.

۲۴. **Goldwater, S. and Johnson, M., ۲۰۰۳.** April. Learning OT constraint rankings using a maximum entropy model. In Proceedings of the Stockholm workshop on variation within Optimality Theory. pp: ١١١-١٢٠.

۲۵. **Goulding, M.J.; Roper, T.J.; Smith, G.C. and Baker, S.J., ۲۰۰۳.** Presence of free-living wild boar *Sus scrofa* in southern England. Wildlife Biology. Vol. ٩, No. ١, pp: ١٥-٢٠.

۲۶. **Hone, J., ۲۰۰۲.** Feral pigs in Namadgi National Park, Australia: dynamics, impacts and management. Biological Conservation. Vol. ١٠٥, No. ٢, pp: ٢٣١-٢٤٢.

۲۷. **Herrero, J.; Irizar, I.; Laskurain, N.A.; García-Serrano, A. and García-González, R., ۲۰۰۵.** Fruits and roots: wild boar foods during the cold season in the southwestern Pyrenees. Italian J of Zoology. Vol. ٧٢, No. ١, pp: ٤٩-٥٢.

۲۸. **Herrero, J.; García-Serrano, A.; Couto, S.; Ortuño, V.M. and García-González, R., ۲۰۰٦.** Diet of wild boar *Sus scrofa L.* and crop damage in an intensive agroecosystem. European Journal of Wildlife Research. Vol. ٥٢, No. ٤, pp: ٢٤٥-٢٥٠

۲۹. **Hernandez, P.A.; Graham, C.H.; Master, L.L. and Albert, D.L., ۲۰۰٦.** The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. Ecography. Vol. ٢٩, No. ٥, pp: ٧٧٣-٧٨٥.

۳۰. **Ilse, L.M. and Hellgren, E.C., ۱۹۹۵.** Resource partitioning in sympatric populations of collared peccaries and feral hogs in southern Texas. Journal of Mammalogy. Vol. ٧٦, No. ٣ pp: ٧٨٤-٧٩٩.

۳۱. **Keuling, O.; Stier, N. and Roth, M., ۲۰۰۸.** Annual and seasonal space use of different age classes of female wild boar *Sus* scrofa L. European Journal of Wildlife Research. Vol. ٥٤, No. ٣, pp: ٤٠٣-٤١٢.

۳۲. **Massei, G.; Genov, P.V.; Staines, B.W. and Gorman, M.L., ۱۹۹۷.** Factors influencing home range and activity of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal area. Journal of Zoology. Vol. ٢٤٢, No. ٣, pp: ٤١١-٤٢٣.

۳۳. **Meriggi, A. and Sacchi, O., ۲۰۰۱.** Habitat requirements of wild boars in the northern Apennines (N Italy): A multi-level approach. Italian Journal of Zoology. Vol. ٦٨, No. ١, pp: ٤٧-٥٥.

۳۴. **McIlroy, J.C., ۱۹۸۹.** Aspects of the ecology of feral pigs (*Sus scrofa*) in the Murchison area, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology. Vol. ١٢, pp: ١١-٢٢.

۳۵. **Mowlavi, G.; Massoud, J.; Mobedi, I.; Solaymani Mohammadi, S.; Gharagozlou, M. and Mas-Coma, S., ۲۰۰٦.** Very highly prevalent Macracanthorhynchus hirudinaceus infection of wild boar *Sus scrofa* in Khuzestan province, south-western Iran. Helminthologia. Vol. ٤٣, No. ٢, pp: ٨٦-٩١.

۳۶. **Nyhus, P.J. and Tilson, R.L., ۱۹۹۸.** Keeping problem tigers from becoming a problem species. Conservation Biology. Vol. ۱۲, No. ۲, pp: ۲۶۱-۲۶۲.

۳۷. **Ohashi, T.J., ۱۹۸۸.** Feral Pig Management in Hawaii: Management Alternatives for the Natural Area Reserves System. Prepared for the Hawaii Natural Area Reserves Commission by the US Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service, Animal Damage Control.

۳۸. **Packer, J.J. and Birks, J.D., ۱۹۹۹.** An assessment of British farmers' and gamekeepers' experiences, attitudes and practices in relation to the European polecat Mustela putorius. Mammal Review. Vol. ۲۹, No. ۲, pp: ۷۵-۹۲.

۳۹. **Park, C.R. and Lee, W.S., ۲۰۰۳.** Development of a GIS-based habitat suitability model for wild boar *Sus scrofa* in the Mt. Baekwoonsan region, Korea. Mammal study. Vol. ۲۸, No. ۱, pp: ۱۷-۲۱.

۴۰. **Phillips, S.J.; Anderson, R.P. and Schapire, R.E., ۲۰۰۶.** Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological modelling. Vol. ۱۹۰, No. ۳, pp: ۲۳۱-۲۵۹.

۴۱. **Podgórski, T.; Baś, G.; Jędrzejewska, B.; Sönnichsen, L.; Śnieżko, S; Jędrzejewski, W. and Okarma, H., ۲۰۱۳.** Spatiotemporal behavioral plasticity of wild boar (*Sus scrofa*) under contrasting conditions of human pressure: primeval forest and metropolitan area. Journal of Mammalogy. Vol. ۹٤, No. ۱, pp: ۱۰۹-۱۱۹.

۴۲. **Rosell, C.; Fernández-Llario, P. and Herrero, J., ۲۰۰۱.** El jabalí (*Sus scrofa Linnaeus*, ۱۷۵۸). Galemys. Vol. ۱۳, No. ۲, pp: ۱-۲۵.

۴۳. **Rho, P., ۲۰۱۵.** Using habitat suitability model for the wild boar (*Sus scrofa* Linnaeus) to select wildlife passage sites in extensively disturbed temperate forests. Journal of Ecology and Environment. Vol. ۳۸, No. ۲, pp: ۱۶۳-۱۷۳.

۴۴. **Schley, L.; Dufrêne, M.; Krier, A. and Frantz, A.C., ۲۰۰۸.** Patterns of crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) in Luxembourg over a ۱۰-year period. European Journal of Wildlife Research. Vol. ٥٤, No. ٤, pp: ٥٨٩-٥٩٩.

۴۵. **Schley, L. and Roper, T.J., ۲۰۰۳.** Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. Mammal review. Vol. ۳۳, No. ۱, pp: ٤٣-٥٦.

۴۶. **Singer, F.J.; Otto, D.K.; Tipton, A.R. and Hable, C.P., ۱۹۸۱.** Home ranges, movements, and habitat use of European wild boar in Tennessee. The Journal of Wildlife Management. Vol. ٤٥, No. ۲, pp: ۳٤۳-۳٥۳

۴۷. **Singer, F.J.; Swank, W.T. and Clebsch, E.E., ۱۹۸٤.** Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. The Journal of wildlife management. Vol. ٤٨, No. ۲, pp: ٤٦٤-٤٧۳.

۴۸. **Spitz, F. and Janeau, G., ۱۹۹٥.** Daily selection of habitat in wild boar (*Sus scrofa*). Journal of Zoology. Vol. ۲۳۷, No. ۳, pp: ٤۲۳-٤۳٤.

۴۹. **Taylor, R.B.; Hellgren, E.C.; Gabor, T.M. and Ilse, L.M., ۱۹۹۸.** Reproduction of feral pigs in southern Texas. Journal of Mammalogy. Vol. ۷۹, No. ٤, pp: ۱۳۲٥-۱۳۳۱.

۵۰. **Thurfjell, H.; Ball, J.P.; Åhlén, P.A.; Kornacher, P; Dettki, H. and Sjöberg, K., ۲۰۰۹.** Habitat use and spatial patterns of wild boar *Sus scrofa (L.)*: agricultural fields and edges. European journal of wildlife research. Vol. ٥٥, No. ٥, pp: ٥۱۷-٥۲۳.

۵۱. **Yost, A.C.; Petersen, S.L.; Gregg, M. and Miller, R., ۲۰۰۸.** Predictive modeling and mapping sage grouse (*Centrocercus urophasianus*) nesting habitat using Maximum Entropy and a long-term dataset from Southern Oregon. Ecological Informatics. Vol. ۳, No. ٦, pp: ۳۷٥-۳۸٦.

۵۲. **Young, N.; Carter, L. and Evangelista, P., ۲۰۱۱.** A MaxEnt model v۳. ۳,۳ e tutorial (ArcGIS v۱۰). Fort Collins, Colorado.