محیط زیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دوره ۶۹، شماره ۲، تابستان ۱۳۹۵

صفحات ۳۰۳ تا ۳۲۷

پیش‌بینی حضور جمعیتهای رلیکت افعیهای کوهزی جنس *Montivipera* در غرب ایران؛ مدلسازی زیستگاه مبتنی بر تجمیع چهار الگوریتم همراه با بارزسازی اثر تغییرات اقلیمی از گذشته تا آینده

عاطفه اسدی[۱]، محمد کابلی[۲]*، محسن احمدی[۳]، انوشه کفاش[۲]، مسعود نظری‌زاده[۲]، روزبه بهروز[۴] و مهدی رجبی‌زاده[۵]

۱- گروه زیستگاه‌ها و تنوع زیستی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران

۲- گروه مهندسی محیط زیست دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران

۳- گروه مهندسی محیط زیست دانشکده منابع طبیعی دانشگاه صنعتی اصفهان

۴- گروه زیست‌شناسی و بوم‌شناسی مهره‌داران مدرسه کاربردی تحصیلات عالی فرانسه

۵- گروه تحقیقاتی خزنده‌شناسی فلات مرکزی ایران، دانشگاه رازی کرمانشاه

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۵/۲۵ - تاریخ تصویب: ۹۳/۸/۲۵)

چکیده

مدلسازی پراکنش گونه‌ها به منظور یافتن جمعیت‌های ناشناخته -به ویژه گونه‌های نادر در مناطق دور از دسترس- به عنوان ابزاری سودمند مورد استفاده زیست‌شناسان حفاظت قرار گرفته است. افعی‌های کوهزی با چهار گونه‌ی افعی‌ارمنی، افعی‌لطیفی، افعی‌زنجانی و افعی‌کوهرنگی در رشته کوههای البرز و زاگرس جمعیت‌های تکه‌تکه شده و جدا افتاده‌ای دارد. در این مطالعه به منظور پیش‌بینی حضور جمعیت‌های ناشناخته افعی‌های کوهزی از روش‌های تجمیع چهار الگوریتم مدلسازی شامل حداکثر آنتروپی، شبکه عصبی مصنوعی، ماشین بردار پشتیبان و مدل خطی عمومی تعمیم یافته استفاده شد. بدین منظور از نقاط ثبت شده از حضور افعی‌های کوهزی در غرب ایران و متغیرهای زیستگاهی در مقیاس کلان در مدلسازی‌ها استفاده شد. نتایج مدلسازی‌ها نشان داد که متغیرهای میزان دما در گرمترین ماه سال، میزان بارندگی در خشک‌ترین ماه سال و شیب بیشترین اهمیت را در پیش‌بینی حضور جمعیت‌های ناشناخته این افعی‌های در زیستگاه‌های مطلوب دارند. نتایج تجمیع مدلسازی‌ها احتمال حضور جمعیت‌های جدید این افعی‌ها در غرب ایران، در استانهای کرمانشاه، کردستان و همدان تأیید می‌کند. این مناطق با شبکه کنونی مناطق حفاظتی سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران فقط به میزان ۳۱/۶ درصد همپوشی دارند و لذا در سایر مناطق با فشار بالای تخریب و نابودی روبرو خواهند بود. بارزسازی اثر تغییرات اقلیمی بر زیستگاههای افعی‌های کوهزی در گذر زمان و بر اساس متغیرهای آب و هوایی، نشان از کاهش وسعت زیستگاههای افعی‌های کوهزی از گذشته تا به حال و سپس آینده دارد. این یافته می‌تواند به عنوان هشداری جدی برای تغییرات اقلیمی کره زمین و اثر آن بر تنوع زیستی به ویژه گونه‌های کوهزی تلقی گردد.

کلید واژگان: افعی‌های کوهزی، جمعیت‌های ناشناخته، تجمیع الگوریتم‌های مدلسازی، پراکنش گونه، تغییرات اقلیمی

---

* نویسنده مسئول؛ تلفن: ۰۲۶۳۲۲۲۳۰۴۴ ایمیل: mkaboli@ut.ac.ir

۱- مقدمه

امروزه تنوع زیستی با مشکلات متعددی روبروست که یکی از مهمترین آنها تکه‌تکه شدگی زیستگاهها و در نتیجه انقراض هر چه بیشتر جمعیتهای باقیمانده حیات-وحش است. لذا شناسایی مناطق شایسته برای حفاظت به منظور نجات آخرین زیستگاههای مناسب و جمعیتهای باقیمانده یکی از ضروری‌ترین اقدامات در حفاظت از تنوع زیستی محسوب می‌شود (Myers *et al.*, 2000; Margules & Pressey, 2000).

یافتن زیستگاههای مناسب برای حفاظت در مناطق دور از دسترس با مشکل عمده کمبود اطلاعات از وضعیت زیستگاهها و گونه‌ها روبرو است. نقشه‌های پراکنش گونه‌ها یکی از ضروری‌ترین ابزارها برای انتخاب مناطق حفاظتی معرفی شده است (Guisan & Zimmermann, 2000; Guisan & Thuiller, 2005). کمبود اطلاعات درخصوص پراکنش گونه‌های کمیاب و نادر، جمعیتهای تکه‌تکه شده با فراوانی اندک و یا گونه‌های مخفی‌کار[1] باعث میشود تا این دسته از مناطق در شبکه حفاظتی جایی نداشته باشند. بعلاوه این دسته از گونه‌ها اغلب بواسطه کمبود اطلاعات در رده‌هایی نظیر"DD"[2] طبقه‌بندی شده و در نتیجه تعیین استراتژی حفاظتی مناسب برایشان غیر ممکن است (Álvares & Brito, 2006; Torres *et al.*, 2009). پس چگونه میتوان مناطق مناسب برای حفاظت - به ویژه در مناطق دور از دسترس- را یافت؟

مدلسازی پراکنش گونه‌ها به عنوان ابزاری دقیق، سریع و کم‌هزینه به منظور یافتن زیستگاههای مطلوب، پیش-بینی حضور جمعیتهای ناشناخته، نادر و کمیاب در مناطق دور از دسترس (Engler *et al.*, 2004; Kumar & Stohlgren, 2009; Williams *et al.*, 2009)، معرفی مجدد یا معرفی به زیستگاههای جدید یک گونه در خطر انقراض (Klar *et al.*, 2008)، هجوم گونه‌های مهاجم (Farashi *et al.*, 2013)، انتخاب کوریدورها، زیستگاهها و مناطق حفاظتی مناسب (Martinez *et al.*, 2006)، مناطق مناسب برای توسعه (Guisan & Zimmermann, 2000; Guissan & Thuiller, 2005; Elith & Leathwick, 2009)، مناطق با ریسک بالا در تعارض بین انسان و حیات وحش (Louto *et al.*, 2006; Behdarvand *et al.*, 2014) و همچنین مدلسازی پراکنش گونه‌ها تحت سناریوهای مختلف تغییرات

[1] Secretive

[2] Data deficient

اقلیمی (Guisan & Thuiller, 2005; Liu *et al.*, 2011; Velásquez-Tibatá *et al.*, 2012; Kafash *et al.*, 2014) به کار برده شده است. اغلب مدلهای پیش‌بینی پراکنش و توزیع گونه‌ها بر مفهوم آشیان بوم-شناختی هاچینسونی استوارند (Pearson, 2007; Loren *et al.*, 2008) که به کمی نمودن روابط میان پراکنش گونه با فاکتورهای زیستگاهی مرتبط در مقیاس‌های متفاوت میپردازند (Rushton, 2004; Brito *et al.*, 2009). لذا بسیاری از مناطقی که توسط مدل نشان داده می‌شوند، مناطق دارای پتانسیل برای حضور گونه است که یا در حال حاضر توسط گونه مورد نظر اشغال شده و یا در آینده اشغال خواهند شد (Anderson *et al.*, 2003; Lorena *et al.*, 2008).

تغییر اقلیم به طور مستقیم بر جوامع گیاهی اثر گذاشته و در نتیجه باعث جابجایی گونه‌های جانوری میشود (Root *et al.*, 2003)، در این میان گونه‌های با توانایی جابجایی اندک و یا زیستگاه محدود - نظیر خزندگان - به علت وجود موانع فیزیکی و جغرافیایی به یک مکان خاص محدود شده، تبادل ژنتیکی بین جمعیتهای آنها به دشواری صورت گرفته و در نتیجه ریسک انقراض آنها افزایش می‌یابد (Brereton *et al.*, 1995; Schneider & Root, 1998; Gibbons *et al.*, 2000; Araújo *et al.*, 2006 Parmesan, 2006). بنابراین درک چگونگی تغییرات اقلیمی بر جمعیتهای حیات‌وحش یکی از چالشهای مدیریت و حفاظت از تنوع زیستی است (Root & Schneider, 2006).

توزیع کنونی گونه‌های حیات‌وحش را میتوان به تاثیر الگوی تغییرات اقلیمی در گذشته به ویژه دوره‌های یخبندان نسبت داد (Hewitt, 1999; Hewitt, 2000; Hughes, 2000; Schwartz *et al.*, 2006) ، به نحویکه قطر یخ در حدود ۱۸ تا ۲۱ هزار سال پیش به حداکثر خود رسید (Ehlers & Gibbard, 2004). در همان زمان خط برف در نواحی کوهستانی فلات مرکزی ایران نیز تغییرات قابل توجهی نمود (Ahmadi & Feiznia, 2006) که نتیجه آن تغییر در گستره پراکنش بسیاری از گونه‌های کوهزی بوده است (Ahmadzadeh *et al.*, 2012).

افعیهای کوهزی متعلق به جنس *Montivipera* شامل چندین گونه در رشته کوههای البرز، زاگرس و ارتفاعات آذربایجان، جمعیتهای جدا افتاده و کمیابی را تشکیل میدهند (Latifi, 2000; Rajabizadeh *et al.*, 2011; IUCN, 2013). از این جنس تاکنون چهار گونه شامل *M. latifii* (Mertens *et al.*, 1967)، *M. raddei raddei* (Boettger, 1890)، *M. raddei*

albicornuta (Nilson & Andren, 1985) و *Montivipera kuhrangica* (Rajabizadeh *et al.*, 2011) گزارش شده است. از سوی دیگر اخیرا رجبی‌زاده افعیهای کوهزی را به سه گونه شامل *M. latifii*، *M. kuhrangica* و *M. raddei* طبقه‌بندی نموده است (Rajabizadeh, 2013). افعیهای کوهزی اندمیک زیستگاههای کوهستانی مرتفع ایران-آناتولی و تا حد کمتری رشته کوههای قفقاز هستند. این گونه‌ها با تهدیدات متعددی روبرو هستند که احتمال انقراض آنها را به شدت محتمل نموده است (Latifi, 2000; Nilson, 2009; Rajabizadeh *et al.*, 2011). نابودی زیستگاهها (Behruz *et al.*, 2009; Rajabizadeh *et al.*, 2011) صید غیرقانونی و بیرویه به منظور استحصال سم برای تولید سرم ضدمارگزیدگی (Kian *et al.*, 2011) به عنوان مهمترین تهدیدها برای افعیهای کوهزی و سایر مارهای سمی ایران معرفی شده است.

جمعیتهای افعیهای کوهزی در رشته کوههای زاگرس، البرز و ارتفاعات آذربایجان در لکه‌های منزوی و کوچکی یافت میشوند (Latifi, 2000; Rajabizadeh *et al.*, 2007; Rajabizadeh *et al.*, 2011). تاکنون محدوده دقیق پراکنش اعضای این جنس در ایران شناسایی نشده و فاکتورهای موثر بر انتخاب زیستگاهشان تعیین نشده است. به تازگی شناسایی افعی کوهرنگی به عنوان جنوبی‌ترین گونه از این جنس در ارتفاعات منطقه کوهرنگ واقع در فاصله حدود ۷۰ کیلومتری از مرکز استان چهارمحال و بختیاری (Rajabizadeh *et al.*, 2011) و در فاصله حدود ۵۰۰ کیلومتری از آخرین جمعیت شناخته شده در کوه بدر و پریشان استان کردستان نشان دهنده آن است که هنوز هم احتمال یافتن جمعیتهای منزوی از این جنس در لکه‌هایی از زیستگاههای مطلوب در رشته کوههای البرز و زاگرس وجود دارد.

لذا اهداف این مطالعه شامل (۱) یافتن الگوی پراکنش افعیهای کوهزی جهت تعیین زیستگاههای تکه‌تکه شده ناشناخته از این گونه در رشته کوههای زاگرس در غرب ایران، (۲) تعیین فاکتورهای زیستگاهی موثر در حضور گونه در زیستگاههای این ناحیه و (۳) پیش‌بینی تغییر پراکنش این دسته از افعیها در این ناحیه از ایران و میزان از دست‌دهی زیستگاههای مطلوب ناشی از تغییرات اقلیمی از گذشته تا آینده بوده است.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- منطقه مورد مطالعه

محدوده مورد مطالعه شامل سه استان همدان، کردستان و کرمانشاه در غرب ایران است. این سه استان در مجموع ۷۳۶۲۸ کیلومتر مربع مساحت دارند (استان همدان با ۱۹۴۹۳ کیلومتر مربع، استان کرمانشاه با ۲۴۹۹۸ کیلومتر مربع و استان کردستان با ۲۹۱۳۷ کیلومتر مربع).

استان همدان منطقه‌ای مرتفع و کوهستانی است که کوه الوند که از شمال غربی به جنوب شرقی آن در جنوب و غرب شهر همدان امتداد یافته است. ارتفاعات مهم این استان عبارتند از گرمه و سرده در ملایر، آلموبلاغ در حد فاصل اسدآباد و بهارکوه، بوقاطی در کبودرآهنگ، گرویاگری در جنوب نهاوند و خان گرمز در سیاه دره تویسرکان و رشته کوه زاگرس با قله الوند در حد فاصل تویسرکان و همدان. در ناحیه شمال شرقی و شرق ارتفاعات الوند در میان کوه الوند و کوه گرین اراضی پست و دشتهای هموار استان قرار دارد. دشتهای وسیع شمال و شمال شرقی این استان در مسیر بادهای شدید است. استقرار این دشتها در مجاورت نواحی مرتفع و کوهستانی باعث وزش بادهای شدیدی در سطح استان میشود. به همین دلیل استان همدان از مناطق بادخیز کشور به شمار می‌آید. حداکثر مطلق درجه حرارت هوا در این استان ۸/۳۶، و حداقل مطلق آن ۶/۲۹- و متوسط حرارت آن ۶/۹ درجه سانتی‌گراد است. تیر و مرداد گرمترین ماههای سال با حداکثر دمای ۳۵ درجه سانتیگراد و دی و بهمن سردترین ماههای سال با میانگین ۴/۲۵- درجه سانتیگراد هستند. میزان سالانه بارندگی بیش از ۳۰۰ میلیمتر است که در ماههای مختلف سال متغیر است. استان همدان با ۱۴۳ روز یخبندان در سال یکی از سردترین استانهای کشور است. بلندترین کوههای استان کردستان شاه‌نشین در شمال بیجار، شیدا در مرکز و پنجه علی بین قروه و سقز است. استان کردستان به طورکلی تحت تاثیر دو جریان عمده هوای گرم و سرد قرار دارد و اقلیمهای گوناگونی را به وجود می‌آورد. بیشترین میزان بارش جوی در ناحیه غربی استان (شهرهای بانه و مریوان) حدود ۸۰۰ میلیمتر در سال و کمترین میزان بارندگی آن در ناحیه شرقی حدود ۴۰۰ میلیمتر در سال است. تمام قلمرو استان در بهار و تابستان آب و هوایی خنک و معتدل دارد. مقایسه ارقام میانگین دمای ماههای مختلف سال در مرکز استان نشان میدهد که متوسط دمای روزانه در اردیبهشت ۱۶/۱ و در مهر ۱۶/۹ درجه سانتیگراد است.

میانگین دمای ماههای این دوره از ۲۲ تا ۲۸ درجه سانتیگراد متغیر است. در این استان اقلیمهای متفاوتی شامل زمستانهای سرد، زمستانهای معتدل، زمستانهای سرد با یخبندانهای طولانی و تابستانهای معتدل و همچنین تابستانهای گرم مشاهده میشود. میزان رطوبت و بارش مناسب باعث ایجاد جنگلهای انبوه بلوط و گونه‌های مختلف درختان جنگلی شده است.

استان کرمانشاه ناحیه‌ای کوهستانی است که بین فلات ایران و جلگه بین‌النهرین قرار گرفته و سراسر آن را قلل و ارتفاعات رشته کوه زاگرس پوشانیده است. کوههای زاگرس در محدوده این استان به صورت مجموعه‌ای از رشته‌کوههای موازی و در بین آنها دشتهای مرتفع کوهستانی به وجود آمده است. استان کرمانشاه در معرض جبهه‌های مرطوب مدیترانه‌ای قرار دارد که در برخورد با ارتفاعات زاگرس، موجب ریزش برف و باران میشود. در استان کرمانشاه چهار اقلیم زمستان ملایم و تابستان گرم و خشک، زمستان و تابستان خنک، اقلیم نیمه‌خشک و استپی خنک و اقلیم نیمه‌خشک و استپی گرم مشاهده میشود. به طور کلی استان کرمانشاه از نظر آب و هوایی به دو منطقه گرمسیر (غرب) و سردسیر در سایر نواحی تقسیم میشود. بادهای مهم استان کرمانشاه عبارتند از بادهای غربی که رطوبت نسبی اقیانوس اطلس و مدیترانه را منتقل می‌کنند، بادهای شمالی که در فصل تابستان میوزند و در اعتدال آب و هوای بخشی از استان و کاهش گرمای آن موثر هسند و بادهای سام یا سموم که در نوار مرزی می‌وزند و هوای این ناحیه را در تابستانها بسیار گرم می‌کنند.

۲-۲- آماده‌سازی داده‌های حضور افعیهای کوهزی و متغیرهای زیستگاهی

نقاط حضور افعیهای کوهزی (شکل ۱) بر اساس بازدید-های میدانی در طی سالهای ۱۳۹۰ لغایت ۱۳۹۳ از نواحی کوهستانی غرب کشور ثبت شد. فاکتورهای زیستی و غیرزیستی مختلفی در حضور و استفاده یک گونه از یک زیستگاه نقش دارند. با این وجود و به دلیل دشواری و زمانبر بودن اندازه‌گیری متغیرهای زیستی (نظیر رقبا، صیادان و بیماریها)، در اغلب مطالعات از این دسته از فاکتورها چشمپوشی شده (Hosseinian Yousefkhani *et al.*, 2013; Bombi *et al.*, 2009) و فقط از متغیرهای غیرزیستی (پستی و بلندی، پوشش گیاهی و شرایط آب و هوایی) و همچنین متغیرهای نشانگر میزان فعالیت و تاثیر انسانی استفاده میشود (Behdarvand *et al.*, 2014; Kafash *et al.*, 2014). در این مطالعه نیز از متغیرهای آب و هوایی

حاصل از بانک اطلاعات WoldClim (Hijmans *et al.*, 2005)، پستی و بلندی و تیپ پوشش-کاربری اراضی به منظور پیشبینی حضور جمعیتهای جدیدی از افعیهای کوهزی استفاده شد (جدول ۱).

برای تهیه نقشه تیپ پوشش-کاربری سرزمین از نقشه تهیه شده توسط سازمان جنگلها و مراتع کشور استفاده شد. تیپهای پوشش و کاربری اراضی در این نقشه در ۱۲ طبقه شامل جنگل، مرتع، کشتزار، پهنه‌های آبی شامل دریاچه‌ها و تالابها، اراضی بایر و نواحی کوهستانی سنگی و صخره‌ای تهیه شده است. همچنین از متغیرهای توپوگرافیک شامل ارتفاع از سطح دریا و شیب به عنوان مهمترین پارامترهای توصیف کننده نحوه توزیع ناهمواریها و سایه‌روشن پستی و بلندیها[1] به عنوان معیاری از میزان انرژی دریافتی خورشیدی (Ciarniello *et al.*, 2005) استفاده شد. در واقع مقادیر Hillshade به عنوان میانگین مقدار سایه‌ای که هر سلول از منطقه در طول سال دریافت می‌کند، اندازه‌گیری میشود. شیبهای جنوبی گرمتر بیشترین و شیبهای شمالی سردتر کمترین میزان Hillshade را دریافت می‌کنند. پیش از انجام مدلسازی میزان همبستگی بین متغیرها محاسبه و از دو متغیر با همبستگی بالا ($r > 0.7$)، فقط یکی از آنها در مدلسازی وارد شد.

۲-۳- داده‌های آب و هوایی مورد استفاده برای بارزسازی اثر تغییر اقلیم بر وسعت و مطلوبیت زیستگاهها

به منظور مقایسه تاثیر تغییرات اقلیمی از گذشته تا آینده بر وسعت و مطلوبیت زیستگاههای افعیهای کوهزی از ۱۹ متغیر آب و هوایی مستخرج از بانک اطلاعات WoldClim (Hijmans *et al.*, 2005) استفاده شد. برای بارزسازی وضعیت آب و هوایی کره زمین بعد از آخرین دوره یخبندان (۲۱۰۰۰ سال پیش) از مدل CCSM[2] استفاده گردید. همچنین وضعیت آب و هوایی کنونی کره زمین - حاصل از درونیابی موقعیت جغرافیایی تمامی ایستگاههای هواشناسی سطح کره زمین بین سالهای ۱۹۵۰ تا ۲۰۰۰ - مورد استفاده قرار گرفت.

از سوی دیگر برای پیشبینی وضعیت آب و هوایی کره زمین در سال ۲۰۷۰ (میانگین سالهای ۲۰۶۰ تا ۲۰۸۰) چهار سناریوی تغییر اقلیمی بر اساس مدلهای متفاوتی

1 Hillshade

2 The Community Climate System Model

پیشنهاد شده است. این سناریوها بر اساس داده‌های ورودی مختلفی از جمله میزان تولید گازهای گلخانه‌ای ناشی از رشد جمعیت و اقتصاد کشورهای مختلف و همچنین تکنولوژیهای مورد استفاده آنها، تغییرات کاربری اراضی و سیاستهای محیط زیستی کشورها مدلسازی شده است (Solomon *et al.*, 2007). با استفاده از این داده‌ها چهار سناریوی تغییرات اقلیمی از خفیف تا شدید (شامل RCP[1] 2.6، RCP 4.5، RCP 6.0 و RCP 8.5) پیشنهاد شده است. در این مطالعه برای مدلسازی میزان تغییرات وسعت و مطلوبیت زیستگاههای بالقوه افعیهای کوهزی در آینده از دو سناریوی خفیف (RCP 2.6) و شدید (RCP 8.5) تحت مدل CCSM استفاده شد.

۲-۴- تجزیه و تحلیل داده‌ها

در این مطالعه از چهار الگوریتم مدلسازی حضور-شبه عدم حضور شامل حداکثر بی‌نظمی[2]، شبکه عصبی مصنوعی[3] (Manel *et al.*, 1999; Spitz & Lek, 1999; Moisen & Frescino, 2002)، ماشین بردار پشتیبان[4] (Guo *et al.*, 2005) و مدلهای خطی تعمیم یافته[5] (Frescino *et al.*, 2001; Guisan *et al.*, 2002) استفاده شد. سپس این چهار مدل در نرم افزار ModEco با یکدیگر تجمیع[6] شده و نقشه پراکنش تولید شده به عنوان خروجی نهایی معرفی شد. همچنین داده‌های آب و هوایی مربوط به این سه دوره زمانی توسط مدل حداکثر بی‌نظمی (Phillips *et al.*, 2006) مدلسازی شد. به منظور تعیین کارایی هر یک از مدلها، سطح زیر منحنی[7] (AUC) ناشی از منحنی عامل مشخصه دریافتی[8] (ROC) محاسبه شد. سطح زیر منحنی برابر با احتمال قدرت تشخیص میان نقاط حضور و عدم حضور توسط یک مدل است (Phillips *et al.*, 2004). به عبارت دیگر سطح زیر منحنی احتمال اینکه مدل برای یک نقطه حضور تصادفی انتخاب شده احتمال حضور بالاتری از یک نقطه عدم حضور تصادفی انتخاب شده در نظر بگیرد را نشان میدهد. بر این اساس مدلی که هیچ توانایی در تفکیک این دو دسته داده را نداشته باشد، سطح زیر منحنی برابر با ۰/۵ و مدلی با توانایی حداکثر در تفکیک، سطح زیر منحنی برابر با یک خواهد داشت. آماده‌سازی لایه‌ها برای ورود به مدلهای مذکور و محاسبه مساحت زیستگاههای مطلوب و نامطلوب در

1 Representative Concentration Pathways

2 Maximum Entropy
3 Artificial Neural Networks
4 Support Vector Machines

5 Generalized Linear Models
6 Ensemble
7 Under Curve Area
8 Receiver Operating Characteristic

جدول ۱ – متغیرهای مورد استفاده در مدلسازی مطلوبیت زیستگاه و پیشبینی حضور جمعیتهای ناشناخته افعیهای کوهزی در غرب ایران.

متغیر	توضیح	واحد اندازه گیری	رفرنس
آب و هوایی	میانگین دمای سالیانه (BIO1 = Annual Mean Temperature)	°C	Hijmans *et al.*, 2005
	حداکثر دما در گرمترین ماه سال (BIO5 = Max Temperature of Warmest Month)	°C	Hijmans *et al.*, 2005
	حداقل دما در سردترین ماه سال (BIO6 = Min Temperature of Coldest Month)	°C	Hijmans *et al.*, 2005
	گستره دمای سالیانه (BIO7 = Temperature Annual Range (BIO5-BIO6)	°C	Hijmans *et al.*, 2005
	میزان بارندگی سالیانه (BIO12 = Annual Precipitation)	Mm	Hijmans *et al.*, 2005
	بارندگی در خشکترین ماه سال (= BIO14 Precipitation of Driest Month)	Mm	Hijmans *et al.*, 2005
	بارندگی در خشکترین فصل سال (= BIO17 Precipitation of Driest Quarter)	Mm	Hijmans *et al.*, 2005
	بارندگی در گرمترین فصل سال (= BIO18 Precipitation of Warmest Quarter)	Mm	Hijmans *et al.*, 2005
پستی و بلندی	شیب (Slope)	%	USGS 2004
	ارتفاع (Altitude)	M	USGS 2004
	سایه روشن پستی و بلندیها (Hillshade)		USGS 2004
پوشش-کاربری اراضی	پوشش–کاربری اراضی (Landcover/Landuse)		سازمان جنگلها و مراتع ایران

نرم افزار ArcGis 9.3 انجام شد.

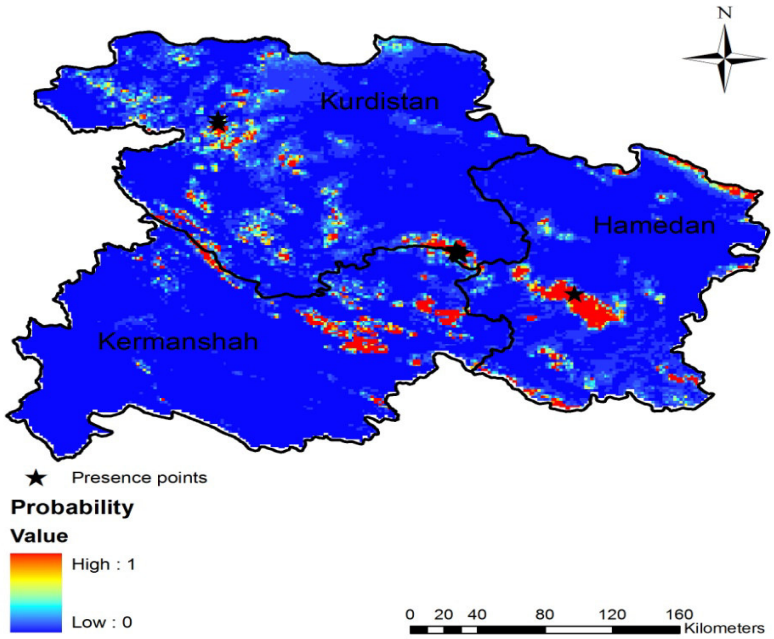
۲-۵- همپوشی با شبکه مناطق حفاظتی ایران

کارایی مناطق حفاظتی در هر منطقه با در نظر گرفتن تعداد گونه‌های موجود (Araújo *et al.*, 2007; Bergl *et al.*, 2007; Parra-Quijano *et al.*, 2012) و یا با مقایسه آنها با مدلهای توزیع و پراکنش گونه‌ها (Drummond *et al.*, 2005; Maiorano *et al.*, 2006) تعیین میشود. به منظور تعیین میزان کارایی شبکه مناطق حفاظتی در غرب کشور، نقشه مطلوبیت زیستگاههای افعیهای کوهزی حاصل از تجمیع چهار الگوریتم مذکور با آخرین نقشه شبکه مناطق حفاظتی کشور تلاقی داده شد تا درصد همپوشی آنها با یکدیگر بدست آید.

۳- نتایج

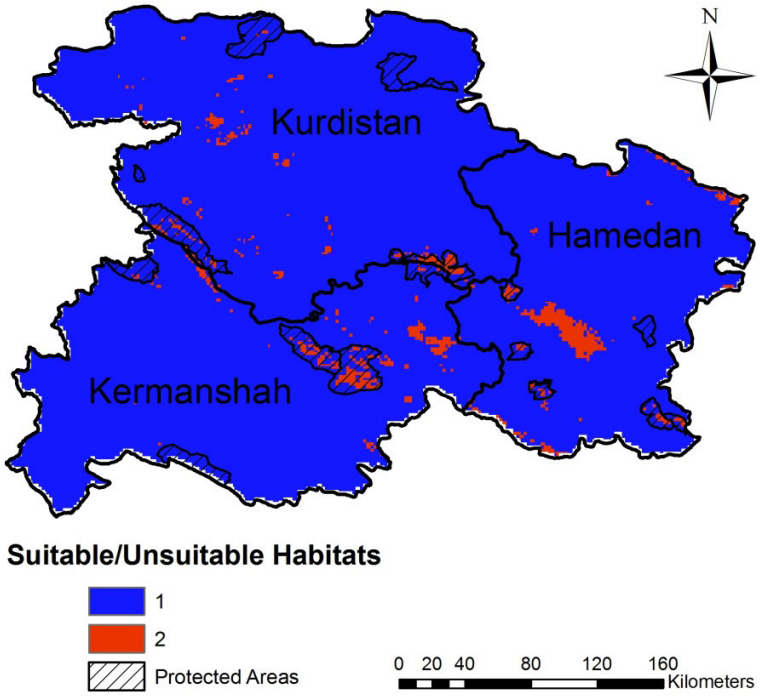
۳-۱- مطلوبیت زیستگاهها و پراکنش بالقوه افعیهای کوهزی در غرب ایران

مدلسازی مطلوبیت زیستگاهها و پراکنش بالقوه افعیهای کوهزی در سه استان مورد مطالعه با استفاده از متغیرهای آب و هوایی، پستی و بلندی و پوشش– کاربری اراضی بر اساس چهار الگوریتم متفاوت و سپس تجمیع آنها در تصویر ۱ ارایه شده است. بر این اساس در استان همدان کوهستان الوند در مرکز، کوه آلموبلاغ در غرب، و ملوسان و گرین در جنوب استان به عنوان مهمترین مناطق مطلوب برای افعی‌های کوهزی شناسایی شد. در استان کرمانشاه بخشهایی از مجموعه کوهستانی امروله – دالاخانی در شمال‌شرق، بیستون – پرآو در مرکز و منطقه اورامانات واقع در مرز استان کردستان در شمال‌غرب بیشترین مطلوبیت را برای حضور این گونه‌ها دارند. در استان کردستان نیز مهمترین مناطق مطلوب برای افعیهای کوهزی در مناطق کوهستانی کوهسالان و اورامانات در جنوب‌غرب استان، چهل چشمه و هزارکانیان در غرب و صلوات آباد در جنوب استان شناسایی شد.



شکل ۱ – پراکنش زیستگاههای بالقوه و میزان مطلوبیت آنها بر اساس داده‌های آب و هوایی، پستی و بلندی و پوشش-کاربری سرزمین.

ستاره‌ها نشان دهنده موقعیتهای ثبت شده از حضور افعیهای کوهزی در غرب ایران است.



شکل ۲ – همپوشی شبکه مناطق حفاظتی با زیستگاههای بالقوه مطلوب برای افعیهای کوهزی در غرب ایران.

همچنین طبقه‌بندی نقشه فوق بـه دو طبقـه مطلـوب و نامطلوب (با حد آستانه ۱/۹۶) نشـان میدهـد کـه فقـط ۲/۹۶ درصد (۲۱۸۰/۸۷ کیلومتر مربع) از سطح این سـه استان دربرگیرنده زیسـتگاههای مطلـوب بـوده و مـابقی برای حضور این گونه نامطلوب است (تصویر ۲).

از سوی دیگر تحلیلهای حاصل از این پژوهش نشان داد که مهمترین متغیرها در شناسایی زیستگاههای مطلوب در منطقه مورد مطالعه متغیرهای آب و هوایی هستند (جدول ۲). حداکثر دما در گرمترین ماه سال با ۴۹/۶ درصد و بارندگی در خشکترین ماه سال با ۲۵/۵ درصد بیشترین تاثیر را در تفکیک زیستگاههای مطلوب از نامطلوب داشتند.

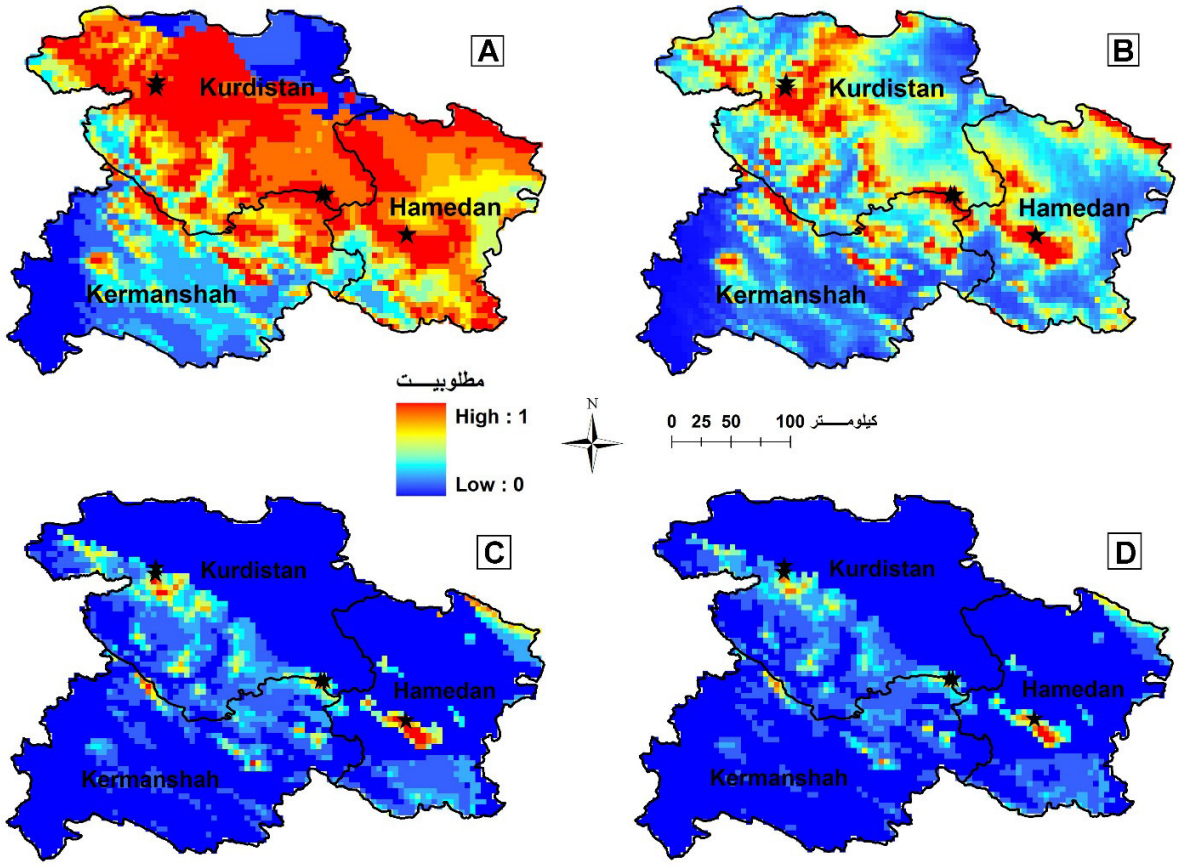
جدول ۲ – درصد مشارکت هر یک از متغیرهای مورد استفاده در مطلوبیت زیستگاه افعیهای کوهزی در غرب ایران.

متغیر	درصد تاثیر متغیر در مدل
حداکثر دما در گرمترین ماه سال	۴۹/۶
بارندگی در خشکترین ماه سال	۲۵/۵
شیب	۱۳/۸
حداقل دما در سردترین ماه سال	۲/۶
پوشش-کاربری اراضی	۲/۲
بارندگی در گرمترین فصل سال	۱
سایه روشن پستی و بلندیها	۰/۷
میانگین دمای سالیانه	۰/۵
بارندگی سالیانه	۰/۱

۳-۲- اثر تغییر اقلیم بر وسعت و مطلوبیت زیستگاهها

نتایج ارزیابی مطلوبیت بر اساس سناریوهای تغییر اقلیم و ۱۹ متغیر آب و هوایی برای سه دوره زمانی گذشته، حال و آینده نشان داد که سطح زیستگاههای مطلوب و در نتیجه پراکنش بالقوه افعیهای کوهزی پس از آخرین دوره یخبندان کره زمین و پسروی برفها رو به کاهش

گذاشته است. وسعت زیستگاههای مطلوب برای افعیهای کوهزی در آن زمان در حدود ۴۶ درصد وسعت این سه استان برآورد شد (تصویر۴A). این در حالیست که فقط بر اساس متغیرهای آب و هوایی وسعت این زیستگاهها در زمان حال به حدود ۱۰/۸ درصد سطح این سه استان کاهش یافته است (تصویر۴B). مدلسازیها برای سال ۲۰۷۰ نیز نشان میدهد که تحت سناریوی تغییرات آب و هوایی خفیف (RCP 2.6) مجددا وسعت زیستگاهها به ۵/۶ درصد (تصویر۴C) و تحت سناریوی تغییرات شدید آب و هوایی (RCP 8.5) به ۴/۹ درصد کاهش خواهد یافت (تصویر۴D).



شکل ۳ – مدلهای پیشبینی زیستگاههای بالقوه مطلوب افعیهای کوهزی در ۲۱۰۰۰ سال قبل (A)، در زمان حاضر (B) و آینده تحت دو سناریوی تغییرات اقلیمی خفیف (C) و شدید (D).

از سوی دیگر این نتایج نشان میدهند که در تعیین گستره حضور افعیهای کوهزی در غرب ایران، تحمل دمایی (میانگین دمای سالیانه، حداکثر دما در گرمترین ماه سال و حداقل دما در سردترین ماه سال) عوامل مهمتری نسبت به میزان رطوبت (بارندگی در خشکترین ماه سال) بوده‌اند.

۴- بحث و نتیجه‌گیری

۴-۱- مطلوبیت زیستگاهها و پراکنش بالقوه جمعیتهای ناشناخته افعیهای کوهزی در غرب ایران

نتایج این مطالعه نشان داد که زیستگاههای مطلوب قابل توجهی برای افعیهای کوهزی در کوههای غرب ایران وجود دارد و عدم تلاش و یا جستجوی ناکافی در این مناطق سبب شده است تا جمعیتهای شناخته شده کنونی در فواصل بسیار دور از هم مشاهده شوند به نحویکه جمعیت موجود در کوههای بدر و پریشان در استان کردستان تا جنوبی‌ترین جمعیت در کوههای کوهرنگ استان چهارمحال و بختیاری در حدود ۵۰۰ کیلومتر از یکدیگر فاصله دارند. این واقعیت سبب شده است تا متخصصان زیست‌شناسی و جغرافی‌دانان زیستی در ترسیم نقشه جریان ژن اعضای این جنس در ایران با ابهامات زیادی مواجه شده (Stümpel و همکاران، در دست نگارش) و در تعیین گونه‌ها و زیرگونه‌های این جنس دچار سردرگمی شوند (Herrmann *et al.*, 1987; Schätti *et al.*, 1991, 1992; Nilson & Andrén 1992; Stümpel & Joger 2009).

جمعیتهایی از این گونه‌ها که در کوههای چهل‌چشمه در استان کردستان تا کوههای بدر و پریشان در همین استان و سپس کوه الوند در استان همدان به تازگی شناسایی شده‌اند در بین لکه‌های قبلی شامل افعیهای ارمنی در استانهای شمال غربی کشور، افعی زنجانی در دره زنجان، افعی لطیفی در البرز مرکزی و افعی کوهرنگی در کوهرنگ استان چهار محال بختیاری جای دارند و تا حدودی فاصله بسیار زیاد این جمعیتها را تکمیل می‌کنند. با این وجود به نظر میرسد که نتایج حاصل از این پژوهش نشان میدهد در برخی کوههای دیگر در این سه استان همچنان جمعیتهای دیگری را میتوان یافت که تاکنون از توجهات به دور مانده است.

با توجه به تصویر ۱ به نظر میرسد که مجموعه کوهستانی الوند در استان همدان بیشترین وسعت از زیستگاههای مطلوب را در بین این سه استان در خود جای داده است. به علاوه شمال و جنوب این استان هم نواحی قابل توجهی از زیستگاههای مناسب برای این

افعیها را در خود دارند که میتوان جمعیتهای جدیدی را در این مناطق انتظار داشت و در خور توجه و کاوش است. گزارشات مشکوک از مشاهده افعیهای کوهزی در کوههای آلموبلاغ در استان همدان میتواند شاهدی بر صحت قابل قبول نتایج این مطالعه در مدلسازی پراکنش بالقوه این افعیها باشد که به بررسی بیشتر نیازمند است.

همچنین در استان کردستان بیشترین وسعت زیستگاههای بالقوه مطلوب از شمال‌غربی به کوههای چهل چشمه و هزارکانیان و از جنوب شرقی به کوههای بدر و پریشان متصل است و میتواند در برقراری ارتباط بین جمعیتهای افعی کردستانی در حد فاصل مرزهای کشورهای ایران، عراق و ترکیه و افعی کوهرنگی در استان چهارمحال و بختیاری موثر باشد. با این وجود قابل ذکر است که زیستگاههای بالقوه مطلوب در این استان ناشی از تجمیع چهار الگوریتم مدلسازی مذکور بسیار تکه‌تکه شده به نظر میرسد. کاوشهای جدی در زیستگاههای بالقوه در این استان به منظور اثبات پدیده تکه‌تکه شدگی زیستگاههای کوهستانی و در نتیجه به انزوا افتادن جمعیت گونه‌های مختلف کوهزی نیاز خواهد بود. در بخشهای شمال شرقی استان کرمانشاه شامل مناطق کوهستانی امروله – دالاخانی و بیستون - پرآو نیز لکه‌های بزرگی از زیستگاههای بالقوه مطلوب برای افعیهای کوهزی پیشبینی شده است.

۴-۲- همپوشی شبکه مناطق حفاظتی و زیستگاههای افعیهای کوهزی در غرب ایران

شبکه مناطق حفاظتی (شامل پارکهای ملی، مناطق حفاظت شده و پناهگاههای حیات وحش) در این سه استان مساحتی در حدود ۳۵۶۳ کیلومتر مربع (۴/۸ درصد از وسعت این استانها) را در خود جای داده است. همپوشی این شبکه با زیستگاههای مطلوب بالقوه (تصویر ۲) نشان میدهد که فقط ۳۱/۶ درصد از زیستگاههای مطلوب افعیهای کوهزی توسط شبکه مناطق حفاظتی تحت حمایت قرار گرفته است. مهمترین زیستگاههای خارج از شبکه حفاظتی در استان همدان در مناطق کوهستانی الوند و گرین، در استان کردستان در کوههای چهل چشمه و هزارکانیان و در استان کرمانشاه در مجموعه امروله - دالاخانی از توجه و حفاظت کافی به دور مانده‌اند. به نظر میرسد که غفلت از حفاظت از این مناطق می‌تواند به طور بالقوه دست-اندازیهای بشر به این مناطق را افزایش داده و در نتیجه نابودی گونه‌های ساکن در آنها را سرعت میبخشد.

۴-۳- متغیرهای آب و هوایی به عنوان مهمترین عوامل در تعیین مطلوبیت زیستگاهها و محدوده پراکنش گونه

نتایج مدلسازیها نشان داد که متغیرهای آب و هوایی مهمترین متغیرها در پیش‌بینی مطلوبیت زیستگاههای افعیهای کوهزی در غرب ایران است. افعی لطیفی در البرز مرکزی، افعی زنجانی در دره زنجان، افعی ارمنی در ارتفاعات آذربایجان، افعی کوهرنگی در کوههای کوهرنگ و جمعیتهای ناشناخته در استانهای همدان و کردستان همگی در دامنه‌های پرشیب کوهستانهای سرد یافت میشوند و به این اقلیم سازگاری یافته‌اند (Nilson & Rajabizadeh, Latifi, 2000; Andrén, 1997; 2007; Behrooz *et al.*, 2009; Rajabizadeh *et al.*, 2011). این موضوع با یافته‌های این پژوهش که نشان میدهد حداکثر دما در گرمترین ماه سال و بارندگی در خشکترین ماه سال دو متغیر بسیار مهم برای تعیین مطلوبیت زیستگاههای افعیهای کوهزی هستند، همخوانی دارد. از سوی دیگر بهروز و همکاران (2009) در ارزیابی خرد زیستگاه افعی لطیفی نشان دادند که این گونه به شیب، نوع پوشش گیاهی و پوشش سنگی و صخره‌ای در انتخاب زیستگاه وابستگی دارد. به نظر میرسد که این متغیرها در انتخاب زیستگاه افعیهای کوهزی در این سه استان نیز موثر باشد (Asadi, 2014). متاسفانه چرای مفرط و تغییر کاربری اراضی در این زیستگاهها می‌تواند مطلوبیت خرد زیستگاههای این دسته از افعیها را تهدید نموده و جمعیتهای ساکن یک منطقه را به زیرجمعیتهایی منزوی و بدون امکان برقراری ارتباط تبدیل نماید.

۴-۴- تغییرات اقلیمی و اثر بر زیستگاهها

اخیرا مطالعات زیادی در خصوص مدلسازی تاثیر تغییرات اقلیمی بر تنوع زیستی به انجام رسیده است (Dawson *et al.*, 2011; Bellard *et al.*, 2012; Kafash *et al.*, 2013). پس از آخرین دوره یخبندان و پسروی برفها، دما رو به افزایش گذاشت (Ahmadi & Feiznia, 2006). در نتیجه فرصت مناسبی برای گونه-های مختلف جهت گسترش هر چه بیشتر به سوی زیستگاههای مطلوب فراهم شد. لذا به نظر میرسد که گرمایش کره زمین و پیشبینی تشدید این روند با داده-های موجود تا سال ۲۰۷۰ برای گونه‌هایی شبیه به افعیهای کوهزی که به آب و هوای سرد مناطق کوهستانی سازگاری یافته‌اند (Nilson & Andrén, 1997) سبب خواهد شد این گونه‌ها به سوی ارتفاعات بالاتر کوهستانی برای یافتن زیستگاههای مطلوب تغییر زیستگاه دهند (یوسفی و همکاران، ارسال شده). این

پدیده میتواند به منزوی شدن هر چه بیشتر جمعیتهای مقیم مناطق کوهستانی و قطع جریان ژن بین آنها از طریق ارتفاعات میانی و کوهپایه‌ها منتهی گردد که قبلا در مورد گونه‌های مختلف مورد بحث قرار گرفته (Walther *et al.*, 2002; Parmesan & Yohe, 2003; Martinez-Meyer, 2005; Lenoir *et al.*, 2008; Pounds *et al.*, 1999) و یک تهدید جدی برای تنوع زیستی محسوب میگردد.

بر اساس نتایج حاصل از این پژوهش نوسانات آب و هوایی کواترنری در آخرین یخبندان بزرگ (مصادف با ۲۱۰۰۰ سال قبل) موجب شده است بخشهای وسیعی از منطقه مورد مطالعه از مطلوبیت بالایی برای پراکنش گونه‌های افعی کوهزی برخوردار باشد (تصویر۳ الف). با توجه به سازگاری این گونه‌ها به آب و هوای سرد و خشک کوهستانهای غرب و شمال‌غرب ایران، به‌نظر میرسد مهیا بودن چنین شرایطی در اغلب زیستگاههای آخرین یخبندان کواترنری موجب شده است بسیاری از بخشهای منطقه از شرایط مطلوب آب و هوایی برای این گونه‌ها برخوردار باشند. مطالعات دیرین-گرده شناسی van Zeist و Bottema (1977) و Djamali و همکاران (2011) مطابق با نتایج این پژوهش نشان داده است که بخشهای وسیعی از زیستگاههای طبیعی واقع در رشته‌کوه زاگرس تحت تاثیر نوسانات آب و هوایی کواترنری بوده و دارای شرایط آب و هوایی سردتر و خشکتری بوده‌اند. همچنین van Zeist و Wright (1963) نیز نشان داده‌اند که برودت هوا، پیشروی یخچالهای ارتفاعی زاگرس و در پی آن حاکم شدن شرایط آب و هوایی سرد وخشک (شرایط مطلوب برای افعیهای کوهزی) در آخرین یخبندان بزرگ موجب تغییر در الگوهای توزیع بسیاری از گونه‌ها از جمله حذف گونه بلوط ایرانی (*Quercus persica*) در منطقه زاگرس میانی (محدوده دریاچه زریبار مریوان در استان کردستان) شده است.

توجه به تصویر ارایه شده در شکل شماره ۳ و ارزیابی آثار تغییرات اقلیم در گذشته، حال و آینده بر مطلوبیت زیستگاههای افعیهای کوهزی می‌توان پیشبینی نمود که احتمالا تغییر اقلیم بخش عمده‌ای از زیستگاههای مطلوب کوهستانی را دراستانهای کردستان، همدان و کرمانشاه تحت تاثیر قرار دهد. ادامه این روند در آینده میتواند سبب قطع ارتباط بین لکه‌های زیستگاهی بزرگ در این استانها شود. این در حالیست که سایر تهدیدها - از جمله تخریب زیستگاهها - باعث تشدید اثرات مخرب تغییرات اقلیمی میشوند (Nagelkerke & Alkemade, 2003). با این وجود مطالعات تکمیلی با

به کارگیری مدلهای مختلف تغییر اقلیمی تحت سناریوهای متعدد الزامی است.

علیرغم آنکه مدلسازی پراکنش گونهها ابزاری کلیدی در شناخت توزیع گونهها محسوب شده و در مدیریت و حفاظت از تنوع زیستی کاربردهای بسیاری دارد (Whittaker *et al.*, 2005; Williams *et al.*, 2009)، با این وجود عدم شناخت کافی از لکههای جمعیتی و چگونگی ارتباط آنها با یکدیگر سبب میشود تا مسئولان حفاظت از تنوع زیستی و زیستگاهها را در برنامهریزی دقیق و جامع و تعیین اولویت اقدامات با ابهام روبرو سازد. بر این اساس بازنگری در شبکه مناطق حفاظتی ایران برای حفاظت از افعیهای کوهزی و سایر خزندگان کوهزی ایران ضروری به نظر میرسد. علاوه بر آن، اقدامات دیگری از جمله جلوگیری از ادامه روند رو به رشد تخریب زیستگاهها (Behrooz *et al.*, 2009)، جلوگیری از چرای مفرط در زیستگاههای این گونهها (Rajabizadeh *et al.*, 2011)، زونبندی صحیح مناطق حفاظتی و جلوگیری از ورود گردشگران به زونهای حساس تولید مثلی در بهار و جلوگیری از صید این گونههای باارزش برای استحصال سم (Behrooz *et al.*, 2009; Kian, 2010; IUCN, 2014) برای نجات افعیهای این جنس و سایر گونههای همبوم الزامی است.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از محیطبانان زحمتکش و کادر اداری اداره محیط زیست شهرستان قروه صمیمانه تشکر میگردد.

REFERENCES

Ahmadi, H. and Feiznia, S. 2006. Quaternary formations (Aeoretical and Applied Principles in Natural Resources), 2nd ed. University of Tehran Press, Tehran, Iran.

Ahmadzadeh, F., Carretero, M.A., Rödder, D., Harris, D.J., Freitas, S.N., Perera, A. and Böhme, W. 2012. Inferring the effects of past climate fluctuations on the distribution pattern of *Iranolacerta* (Reptilia, Lacertidae): Evidence from mitochondrial DNA and species distribution models. *Zoologischer Anzeiger-A Journal of Comparative Zoology*, 252, 141-148.

Álvares, F. and Brito, J. C. 2006. The Pine Marten in North-western Portugal: habitat requirements and predicting areas of occurrence. Pages 29-45 *in* Santos-Reis, M., Birks, D. S., O'Doherty, E. C. and Proulx, G. editors. *Martes* in carnivore communities. Alpha Wildlife Publications, Alberta, Canada.

Anderson R. P., Lew D. and Townsend Peterson A. 2003. Evaluating predictive models of species distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*,162, 211-232.

Araújo, M.B., Thuiller, W. and Pearson, R.G. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of biogeography*, 33, 1712-1728.

Araújo, M.B., Lobo, J.M. and Moreno, J.C. (2007) The Effectiveness of Iberian Protected Areas in Conserving Terrestrial Biodiversity. *Conservation Biology*, 21, 1423-1432.

Asadi, A. and Kaboli, M. 2014. A survey on ecological, morphological and demographical characters of an unknown population of *Montivipera* sp in Kurdistan Province. Master's thesis, Islamic Azad University, Tehran, Iran.

Behdarvand, N., Kaboli, M., Ahmadi, M., Nourani, E., Salman Mahini, A. and Asadi Aghbolaghi, M. 2014. Spatial risk model and mitigation implications for wolf–human conflict in a highly modified agroecosystem in western Iran. *Biological Conservation*, 177: 156-164.

Behrooz, B., Rajabizadeh, M. and Kaboli, M. 2009. Investigation of habitat destruction of Montivipera latifii (Mertens, Arevsky and Klemmer, 1967) (Reptilia: Viperidae) in Central Alborz, Iran. 28 September –2 October, 2009; 15th European Congress of Herpetology. Aydin, Turkey.

Bergl, R.A., Oates, J.F. and Fotso, R. 2007. Distribution and protected area coverage of endemic taxa in West Africa's Biafran forests and highlands. *Biological Conservation*, 134: 195-208.

Bellard C., Bertelsmeier C., Leadley P., Thuiller W. Courchamp F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. Ecology Letter, 15(4), 365–377.

Boettger, O. 1890. Eine neue Viper aus Armenien. *Proceedings of the Zoological Society of London*, 314-424.

Bombi P., Salvi D., Vignoli L. and Bologna M. A. 2009. Modelling Bedriaga's rock lizard distribution in Sardinia: an ensemble approach. *Amphibia-Reptilia*, 30, 413–424

Brereton, R., Bennett, S. and Mansergh, I. 1995. Enhanced greenhouse climate change and its potential effect on selected fauna of south-eastern Australia: A trend analysis. *Biological Conservation*, 72, 339-354.

Brito, J. C., Acosta, A., Álvares, F. and Cuzin, F. 2009. Biogeography and conservation of taxa from remote regions: An application of ecological-niche based models and GIS to North-AQfrican Canids. *Biological Conservation*, 142, 3020-3029.

Ciarniello LM, Boyce MS, Heard DC, Seip DR (2005) Denning behavior and den site selection of grizzly bears along the Parsnip River, British Columbia, Canada. Ursus 16, 47-58.

Djamali, M., Biglari, F., Abdi, K., Andrieu-Ponel, V., de Beaulieu, J. L., Mashkour, M., *et al.* (2011). Pollen analysis of coprolites from a late PleistoceneeHolocene cave deposit (Wezmeh Cave, west Iran): insights into the late Pleistocene and late Holocene vegetation and flora of the central Zagros Mountains. Journal of Archaeological Science, 38, 3394–3401.

Dawson T. P., Jackson S. T., House J. I., Prentice I. C. and Mace G. M. 2011. Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. *Science*, 332, 53–58

Drummond, A. J., Rambaut, A., Shapiro, B. and Pybus, O. G. 2005. Bayesian coalescent inference of past population dynamics from molecular sequences. *Molecular biology and evolution*, 22, 1185-1192.

Ehlers, J. and Gibbard, P. L. 2004. Quaternary Glaciations: Extent and Chronology: PartIII: South America, Asia, Africa, Australia, Antarctica. Elsevier.

Elith, J. and Leathwick, J. R. 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 40, 677-679.

Engler R., Guisan A. and Rechsteiner L. 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Applied Ecology*, 41, 263–274.

Farashi, A., Kaboli, M. and Karami, M. 2013. Predicting range expansion of Invasive Raccoons in Northern Iran Using ENFA Model at Two Different scales. *Ecological Informatics*, 15: 96-102.

Frescino, T. S., Edwards, Thomas C., Jr. and Moisen, G. G. 2001. Modeling spatially explicit forest structural attributes using generalized additive models. *Journal of Vegetation Science*, 12:15-26.

Gibbons, J. W., Scott, D. E., Ryan, T. J., Buhlmann, K. A., Tuberville, T. D., Metts, B. S., Greene, J. L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S. and Winne, C. T. 2000. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *BioScience.* 50, 653-666.

Guisan, A. and Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147-186.

Guisan, A. and Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecological Letter*, 8, 993-1009.

Guisan, A., Edwards, T. C. and Hastie, T. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: Setting the scene. *Ecological Modelling*, 157, 89-100.

Guo, Q. H., Kelly, M. and Graham, C. H. 2005. Support vector machines for predicting distribution of sudden oak death in California. *Ecological Modelling*, 182, 75-90.

Herrmann, H. W, Joger, U., Nilson, G., and Sibley, C. G .1987. First steps towards a biochemically based reconstruction of the phylogeny of the genus *Vipera.* In: *Proceedings of the Fourth Ordinary General Meetings of the S.E.H.*, Nijmegen, 1987, Faculty of Sciences Nijmegen, The Netherlands, 195 – 200.

Hewitt, G. 2000. The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature*, 405, 907-913.

Hewitt, G. M. 1999. Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society*, 68, 87-112.

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. and Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 25, 1965-1978.

HosseinianYousefkhani S. S., Rastegar-Pouyani E., Rastegar-Pouyani N., Masroor R., Šmíd J. 2013. Modelling the potential distribution of Mesalinawatsonana (Stoliczka, 1872) (Reptilia: Lacertidae) on the Iranian Plateau. *Zoology in the Middle East*, 59(3), 220–228.

Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in ecology and evolution*, 15, 56-61.

IUCN. 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. Available at: www.iucnredlist.org (accessed 13 December 2013).

Kafash A., Yousefi M., Ahmadi M., Köhler G. and Kaboli M. 2013. Predicting the impacts of climate change on the desert dwelling reptiles of Iran (Case study *Saaraloricata*).*The 3rd International Conference on Environmental Planning and Management.*29–30 October, 2013, University of Tehran, Tehran, Iran.

Kafash, A., Koehler, G., Yousefi, M., Asadi, A., Ahmadi, M. and Kaboli, M. (Unpublished data). Ensemble distribution modelling of the Mesopotamian spiny-tailed lizard (*Saara loricata*) in Iran; an insight into the impact of climate change. *Asian Herpetological Research,* Submitted.

Kian, N., Kaboli, M., Karami, M., Alizadeh Shabani, A. 2010. Captive breeding of the Latifi`s Viper *Montivipera latifii* (Martens, Darevsky & Klemmer, 1967). Master's thesis, University of Tehran, Tehran, Iran.

Kian, N., Kaboli, M., Karami, M., Alizadeh, A., Teymurzadeh, S., Khalilbeigi, N., Murphy, J.B. and Nourani, E. .2011. Captive Management and Reproductive Biology of Latifi's Viper (*Montivipera latifii*) (Squamata: Viperidae) at Razi Institute and Tehran University in Iran. *Herpetological Review*, 42, 535-539.

Klara, N., Fernándezc, N., Kramer-Schadt, S., Herrmann, M., Trinzen, M., Büttner, I. and Niemitz, C. 2008. Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation,* 141, 308 –319.

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 Natural Environment*, 1(4), 94-98.

Latifi, M. 2000. The snakes of Iran, 3rd Persian edn. Department of Environment, Tehran [in Farsi].

Lenoir, J., Gegout, J., Marquet, P., De Ruffray, P. and Brisse, H. 2008. A significant upward shift in plant

species optimum elevation during the 20th century. *Science*, 320, 1768-1771.

Liu, X., Zhongwei G., Zunwei K., Supen, W. and Yiming, L. 2011. Increasing Potential Risk of a Global Aquatic Invader in Europe in Contrast to Other Continents under Future Climate Change. *PLOS ONE*, 6(3), e18429.

Loren, A. C., De Siqueria, M. F., De Giovanni, R., Carvalho, A. C. L. F. and Parti, R. 2008. Potential distribution modelling using Mashine Learning. Proceedings of the 21st intrnational conference on Industrial, Engineering and other Applications of Applied Intelligent Systems: New Frontiers in Applied Artificial Intelligence, 5027, 255-264.

Luoto, M., Heikkinen, R. K., Poyry, J. and Saarinen, K. 2006. Determinants of the biogeographical distribution of butterflies in boreal regions. *Journal of Biogeography*, 33,1764–1778.

Manel, S., Dias, J. M., Buckton, S. T. and Ormerod, S. J. 1999. Alternative methods for predicting species distribution: An illustration with himalayan river birds. *Applied Ecology*, 36, 734-747.

Maiorano, L., Falcucci, A. and Boitani, L. 2006. Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: priorities for conservation planning in a human dominated landscape. *Biological Conservation*, 133, 455-473.

Margules, C. R. and Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*,405, 243-253.

Martínez-Meyer, E., Townsend Peterson, A. and Hargrove, W. W. 2004. Ecological niches as stable distributional constraints on mammal species, with implications for Pleistocene extinctions and climate change projections for biodiversity. *Global Ecology and Biogeography*, 13, 305-314.

Martinez, I., Carreno, F., Escudero, A. and Rubio, A. 2006. Are threatened lichen species well-protected in spain? Effevtivnes of a protected area network. *Biological Conservation*, 133, 500-511.

Moisen, G. G. and Frescino, T. S. 2002. Comparing five modelling techniques for predicting forest characteristics. *Ecological Modelling*, 157, 209-225.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. and Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.

Nagelkerke, C. and Alkemade, J. 2003. Modelling the effect of climate change on species ranges. *De Levende Natuur*, 104, 114-118.

Nilson, G. 2009. Montivipera latifii. *in* IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2.

Nilson, G. and Andren, C. 1985. Systematics of the *Vipera xanthina* complex (Reptilia: Viperidae). I. A new Iranian viper in the *raddei* species-group. *Amphibia-reptilia*, 6, 207-214.

Nilson G and Andrén C. 1992. The species concept in the Vipera *xanthina* complex: refl ecting evolutionary history or hiding biological diversity? *Amphibia-Reptilia*, 13, 421–424.

Nilson, G. and Andrén, C. 1997. Evolution, systematics and biogeography of Palearctic vipers.

Symposia of the Zoological Society of London, 70, 31-42.

Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual review of ecology, evolution, and systematics,* 37, 637-669.

Parmesan, C. and Yohe, G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421, 37-42.

Parra-Quijano, M., Iriondo, J. and Torres, E. 2012. Improving representativeness of genebank collections through species distribution models, gap analysis and ecogeographical maps. *Biodiversity and Conservation*, 21, 79-96.

Pearson, R. G. 2007. Species` distribution modeling for conservation educators and practitioners, American Museum of Natural History, Available at http://ncep.amnh.org.

Phillips, S. J., Dudlk, M. and Schapire, R. E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling, In: Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning, ACMPress, New York, 655–662.

Phillips, S. J., Anderson, R. P. and Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190, 231-259.

Pounds, J. A., Fogden, M. P. and Campbell, J. H. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, 398, 611-615.

Rajabizadeh, M., Kiabi, B. H. and Stumpel, N. 2007. Taxonomy of Montivipera raddei species group in Iran. Master's thesis, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran.

Rajabizadeh, M., Nilson, G. and Kami, H.G. 2011. A New Species of Mountain Viper (Ophidia: Viperidae) from the Central Zagros Mountains, Iran. *Russian Journal of Herpetology*, 18, 235-240.

Rajabizadeh, M. 2013. Biodiversity of the snakes in northern and western mountains of Iran, with special emphasis on biodiversity in colubroids. Doctoral thesis, Ghent University, Belgium.

Root, T. L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C. and Pounds, J. A. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421, 57-60.

Root, T. and Schneider, S. T. 2006. Conservation and Climate Change: the Challenges Ahead. *Conservation Biology*, 20(3), 706–708.

Rushton, S. P., Ormerod, S. J. and Kerby, G. 2004. New paradigms for modeling species distribution. *Journal of Applied Ecology*, 41, 193-200.

Schätti, B., Baran, I. and Sigg, H. 1991. Rediscovery of the Bolkar viper: morphological variation and systematic implication on the, *Vipera xanthina* complex. *Amphibia-Reptilia*, 12, 305–327.

Schätti, B., Baran, I. and Sigg, H. 1992. The Vipera *xanthina* complex—a reply to Nilson and Andrén. *Amphibia-Reptilia*, 13, 425.

Schneider, S. and Root, T. 1998. Climate change. *Status and trends of the nation's biological resources* (ed. by M.J. Mac, P.A. Opler, C.E. Haecker and P.D. Doran), pp. 89-116. US Department of the Interior, US Geological Survey Reston (VA).

Schwartz, M. W., Iverson, L. R., Prasad, A. M., Matthews, S. N. and O'connor, R. J. 2006. Predicting extinctions as a result of climate change. *Ecology*, 87:1611-1615.

Solomon, I. S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M. and Miller, H.L. (Eds.). Climate change. 2007. The physical science basis. Contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (pp. 1e18). Cambridge: Cambridge University Press.

Spitz, F. and Lek, S., 1999. Environmental impact prediction using neural network modelling. An example in wildlife damage. *Applied Ecology*, 36, 317-326.

Stümpel, N. and Joger, U. 2009. Recent advances in phylogeny and taxonomy of near and Middle Eastern Vipers – an update. *Zookeys*, 3, 179–191.

Stümpel, N. 2012. *Phylogenie und Phylogeographie eurasischer Viperinae unter besonderer Berücksichtigung der orientalischen Vipern der Gattungen Montivipera und Macrovipera* Doctoral dissertation.

Van Zeist, W., & Bottema, S. (1977). Palynological investigations in western Iran. Palaeohistoria, 19, 19–85.

Van Zeist, W., & Wright, H. E. (1963). Preliminary pollen studies at Lake Zeribar, Zagros Mountains, southwestern Iran. Science, 140, 65–67.

Velásquez-Tibatá J., Salaman P., Graham C.H. 2013. Effects of climate change on species distribution, community structure, and conservation of birds in protected areas in Colombia. *Regional Environmental Change*, 13(2), 235-248.

Whittaker, R. J., Araújo, M. B., Paul, J., Ladle, R. J., Watson, J. E. and Willis, K. J. 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11, 3-23.

Williams, J. N., Seo, C., Thorne, J., Nelson, J. K., Erwin, S., O'Brien, J. M. and Schwartz, M. W. 2009. Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions*, 15, 565-576.

Prediction for relict population of Mountains Vipres (*Montivipera* spp) in western Iran; an ensemble distribution modeling along with climate change detection from past to future

Atefeh Asadi [1], Mohammad Kaboli[*] [2], Mohsen Ahmadi [3], Anoosheh Kafash [2], Masoud Nazarizadeh [2], Roozbeh Behrooz [4], Mehdi Rajabizadeh [5]

1-Department of Energy and Environment, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran
2- Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources, University of Tehran
3- Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources, Isfahan University of Technology
4- CEFE UMR 5175, CNRS - EPHE, laboratoire Biogéographie et écologie des vertébrés, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier cedex 5, France
5- Iranian Plateau Herpetology Research Group (IPHRG), Razi University, Kermanshah, Iran

Accepted: 16-Nov.-2014 Received: 16-Aug.-2014

Abstract

Modeling potential distributions in order to find unidentified populations of rare and endangered species in inaccessible areas is a promising tool for conservation biologists. Mountain viper comprises *M. raddei raddei*, *M. latifii*, *M. r. albicornuta*, and *M. Kuhrangica*, which are patchily distributed throughout Alborz and Zagros Mountain Ranges of Iran. Locality points were collected for mountain vipers from western Iran and large-scale habitat variables related to topography, climate, and land use/cover were used in the modeling. Results indicated that temperature in the warmest month, precipitation in the driest month, and slope were the most important predictors of mountain viper presence in suitable habitats. Pooling the results of the modeling methods, we found that possibility of finding new populations of mountain vipers is highest in Kermanshah, Kordestan, and Hamedan provinces. Currently, 31.6 percent of the suitable habitats identified in our models are represented within the network of national protected areas, indicating that a great portion of populations are faced with serious threats in their unprotected habitats. Considering the recent and predicted rates of global warming, our climatic models point to a continuous contraction of suitable habitats for mountain vipers from the past to the year 2070. This thought-provoking finding warns that the negative effects of climate change on biodiversity and specifically in our study, endemic mountain vipers.

Keywords: Mountain vipers, unidentified populations, Ensemble modeling, species distribution, climate change.

[*] Corresponding Author: Phone: +98-2632223044 E-mail: mkaboli@ut.ac.ir