University of Tehran Press

Journal of Natural Environment

Online ISSN: 2423-7817

Homepage: https://jne.ut.ac.ir/

Habitat modeling of Black Cobra (*Walterinnesia morgani*) in Iran; predicting current and future potential distribution under habitat conditions and climate change

Asal Alitavoli[1] | Mohammad Kboli[2]✉

1. Department of Environmental Science, Faculty of Natural Resources, University College of Agriculture & Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. E-mail: asal.alitavoli1377@gmail.com
2. Corresponding Author, Department of Environmental Science, Faculty of Natural Resources, University College of Agriculture & Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. E-mail: mkaboli@ut.ac.ir

Article Info

Article type:

Research Article

Article history:

Received 14 June 2023

Received in revised form 22 June 2023

Accepted 22 August 2023

Published online 22 July 2024

Keywords:

Black cobra,

Climate change,

Habitat suitability modeling,

Potential distribution range.

ABSTRACT

In recent years, the destruction of biodiversity in Iran and worldwide has been increasingly attributed to the alarming effects of climate change. To effectively address the negative consequences on living organisms, the utilization of modeling methods is essential. This study focuses on the habitat and distribution of an unidentified species of black cobra in the southern and southwestern regions of Iran. By considering habitat variables and current/future climate conditions, specifically under two scenarios of future climate change (2040 and 2100) - mild (SSP126) and severe (SSP585) - the study employs the maximum entropy method with six climate models for modeling using Rstudio software, covering 64 present points and 18 environmental layers. The results revealed a predicted expansion of the black cobra's potential habitat beyond the previously documented areas in Iran. Furthermore, a comparison between future and current models demonstrates an estimated increase in the species' habitat by 14.27% and 18.58% under the mild and severe scenarios respectively, by 2040, compared to present conditions. However, by 2100, the favorable habitat for the black cobra is projected to decline to 12.11% and 12.19% under the mild and severe scenarios respectively. The findings underscore the influential factors in the distribution of the black cobra, with the human footprint emerging as the most significant. Climatic variables also play a crucial role in determining the habitat suitability for this species, as rising temperatures and reduced precipitation affect its desirability. In conclusion, the expanding range of suitable habitats for the black cobra until 2040 is expected to result in population growth and an escalation of conflicts between this species and residents of the south and southwest regions of Iran. However, if global warming continues to worsen until 2100, it will yield a grave impact, jeopardizing the availability of favorable habitats and putting the black cobra, like many other species, at a heightened risk of extinction.

Cite this article: Alitavoli, A., & Kaboli, M. (2024). Habitat modeling of Black Cobra (Walterinnesia morgani) in Iran; predicting current and future potential distribution under habitat conditions and climate change. *Journal of Natural Environment*, 77 (Special Issue), 1-14. DOI: http//doi.org/10.22059/jne.2023.360850.2565

© The Author(s).
Publisher: University of Tehran Press.
DOI: http//doi.org/10.22059/jne.2023.360850.2565

محیط زیست طبیعی
شاپای الکترونیکی: ۷۸۱۷-۲۴۲۳
Homepage: https://jne.ut.ac.ir/
انتشارات دانشگاه تهران

مدل‌سازی زیستگاه کبرای سیاه (*Walterinnesia morgani*) در ایران؛ تعیین پراکنش بالقوهٔ کنونی و آتی گونه تحت شرایط زیستگاهی و تغییرات اقلیمی

عسل علی طاولی[۱] | محمد کابلی[۲]✉

۱. گروه محیط‌زیست، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. رایانامه: asal.alitavoli1377@gmail.com
۲. نویسنده مسئول، گروه محیط‌زیست، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. رایانامه: mkaboli@ut.ac.ir

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقالهٔ پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۳/۲۴
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۲/۰۵/۰۱
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۵/۳۱
تاریخ انتشار: ۱۴۰۳/۰۵/۰۱

کلیدواژه‌ها:
پراکنش بالقوه،
تغییرات اقلیمی،
کبرای سیاه،
مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه.

چکیده

تغییرات اقلیمی در سال‌های اخیر یکی از اصلی‌ترین دلایل نابودی تنوع زیستی در سطح ایران و جهان شناخته شده است. یکی از مهم‌ترین اقدامات در راستای پیش‌بینی کاهش اثرات منفی تغییرات اقلیمی بر موجودات زنده استفاده از روش‌های مدل‌سازی است که در سال‌های اخیر به‌دلیل افزایش دسترسی به نقاط حضور و لایه‌های اقلیمی گسترش‌یافته است. در این مطالعه زیستگاه و پراکنش گونهٔ ناشناخته کبرای سیاه در نواحی جنوب و جنوب غربی ایران تحت‌تأثیر متغیرهای زیستگاهی و شرایط آب‌وهوایی کنونی و آتی در دو سناریو خوش‌بینانه (SSP126) و بدبینانه (SSP585) تغییر اقلیم آینده (۲۰۴۰ و ۲۱۰۰) با استفاده از شش مدل اقلیمی با روش حداکثر آنتروپی در نرم‌افزار Rstudio با ۶۴ نقطه حضور و ۱۳ لایهٔ محیطی، مدل‌سازی شد. باتوجه‌به نتایج به‌دست‌آمده، زیستگاه بالقوهٔ کنونی کبرای سیاه بیش از مساحت ثبت شده در مطالعات قبلی در ایران پیش‌بینی شد. همچنین مقایسهٔ مدل‌های آینده و زمان حال نشان داد زیستگاه این گونه تا سال ۲۰۴۰، تحت سناریو خوش‌بینانه ۲۷/۱۴ درصد و تحت سناریو بدبینانه ۵۸/۱۸ درصد نسبت به شرایط کنونی افزایش خواهد یافت. در نقطه مقابل، زیستگاه مطلوب این گونه تا سال ۲۱۰۰ به مقدار ۱۱/۱۲ درصد تحت سناریو خوش‌بینانه و ۱۹/۱۲ درصد در سناریو بدبینانه نسبت به شرایط کنونی افزایش خواهد یافت که نسبت به سال ۲۰۴۰ روند کاهشی خواهد داشت. باتوجه‌به نتایج، متغیر ردپای انسانی تأثیرگذارترین عامل در پراکنش کبرا سیاه است. پس از آن متغیرهای اقلیمی نقش قابل‌توجهی را در مطلوبیت زیستگاه این گونه ایفا می‌کنند. افزایش دما و کاهش بارش تأثیر قابل‌توجهی در مطلوبیت زیستگاه کبرای سیاه نشان دادند. در مجموع به‌نظر می‌رسد اگرچه افزایش گسترهٔ زیستگاه‌های مطلوب این گونه تا سال ۲۰۴۰، علاوه بر افزایش جمعیت آن، میزان تقابل این گونه را با ساکنان مناطق جنوب تا جنوب غربی کشور افزایش دهد؛ افزایش روند گرمایش جهانی تا سال ۲۱۰۰ بر این گونه اثرات منفی برجای خواهد گذاشت و شبیه به بسیاری از گونه‌های دیگر با خطر از دست‌دهی زیستگاه‌های مطلوب و خطر انقراض روبه‌رو خواهد شد.

استناد: علی طاولی، عسل؛ و کابلی، محمد (۱۴۰۳). مدل‌سازی زیستگاه کبرای سیاه (*Walterinnesia morgani*) در ایران؛ تعیین پراکنش بالقوهٔ کنونی و آتی گونه تحت شرایط زیستگاهی و تغییرات اقلیمی. *محیط زیست طبیعی*، ۷۷ (ویژه نامه)، ۱۴-۱.
DOI: http//doi.org/10.22059/jne.2023.360850.2565

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.
© نویسندگان.

مقدمه

تنوع زیستی در سال‌های اخیر به‌دلیل تخریب محیط‌زیست توسط انسان با سرعت بالایی به‌سوی نابودی می‌رود و گزارش‌های جهانی بیان‌کنندهٔ آن است که نزدیک به نیم‌میلیون گونهٔ جانوری و گیاهی در سطح جهانی در معرض خطر انقراض ششم قرار دارند (Root *et al*., 2003; Barnosky *et al*., 2011; Rather *et al*., 2022;). تغییرات اقلیمی یکی از اصلی‌ترین عوامل انقراض تنوع زیستی بوده و اقلیم از اثرگذارترین عوامل محیطی بر تنوع زیستی و پراکنش پوشش گیاهی است (Pörtner *et al*., 2021; Del Río *et al*., 2021). باوجود آنکه تنوع زیستی در تمامی سطوح سعی کرده خود را با تغییرات اقلیمی سازگار کند (Williams *et al*., 2005) اما بیش از ۱۴ درصد اکوسیستم‌های خشکی توانایی سازگاری با دمای بالا را نداشته و احتمال انقراض زیستمندان آن‌ها بسیار بالا است (IPCC, 2022). براساس پیش‌بینی مدل‌های اقلیمی بدون درنظرگرفتن عواملی مانند رقابت و تاریخ تکامل، با تغییرات اقلیمی تا سال ۲۰۵۰ حدود ۱۵ تا ۳۷ درصد از تنوع زیستی جهان از بین خواهند رفت (Thuiller *et al*.,2007).

تغییرات اقلیمی بر زیستمندان و زیستگاه‌ها تأثیر می‌گذارد. این اثرات بر گونه‌های خونسرد نظیر خزندگان که توانایی حرکتی محدودی دارند، بسیار محسوس‌تر است (Sinervo *et al*., 2010; Asadi *et al*., 2016;). علاوه بر تغییرات اقلیمی، عواملی مانند تغییرات کاربری زمین (Powers and Jetz, 2019; Cordier *et al*., 2021) و تهاجم گونه‌های بیگانه (Blaustein and Kiesecker, 2002) به‌صورت مستقیم و غیرمستقیم سبب کاهش جمعیت خزنده‌ها و دوزیستان می‌شود (Zhou *et al*., 2023). همچنین عوامل کاهش جمعیت با یکدیگر هم‌افزایی داشته و گونه‌های خزندگان و دوزیستان را به‌سوی انقراض می‌برند (Dirzo *et al*., 2014). در حال حاضر حدود ۲۱ درصد از خزندگان دنیا براساس فهرست قرمز IUCN در معرض خطر انقراض قرار دارند (IUCN, 2023) و بیشترین گونه‌های مهره‌داران درخطر انقراض هستند (Cox *et al*., 2022).

در سال‌های اخیر پیش‌بینی پاسخ گونه‌های جانوری و گیاهی به تغییرات اقلیمی به یکی از اصلی‌ترین موضوع‌های پژوهشی در ایران و جهان تبدیل شده است (Hannah, 2015) اما مسئلهٔ زمان و بودجهٔ مورد نیاز برای مطالعهٔ زیستگاه گونه‌ها در مقیاس وسیع، انجام بسیاری از مطالعات را دشوار و در مواردی غیرممکن می‌سازد. در سال‌های اخیر با گسترش روش‌های مدل‌سازی زیستگاه، این روش به یکی از محبوب‌ترین روش‌ها در درک الگوهای فضایی یا پراکنش گونه یا گروهی از گونه‌ها تبدیل شده است (Guisan and Zimmermann, 2000) که یک روش کاربردی و کم‌هزینه است (Asadi *et al*., 2016; Kafash *et al*., 2018) . افزایش دسترسی به اطلاعات حضور گونه‌ها و لایه‌ها اقلیمی همراه با تکامل سریع روش‌های مدل‌سازی، امکان چگونگی تغییر در الگوهای اقلیمی زمین (Parmesan and Yohe, 2003; IPCC, 2014)، پیش‌بینی اثر این تغییرات بر زیستگاه گونه‌ها (Hijmans and Graham, 2006) و بررسی تعاملات پیچیده بین عوامل مختلف محیطی و زیستگاه گونه‌ها (Lehmann and Overton, 2014) را توسعه داده است. اساس کار این مدل‌ها کمی ساختن روابط بین پراکنش گونه‌ها و محیط زنده و غیرزنده است (Peterson, 2006).

علاوه بر نکات مثبت ذکر شده، مدل‌های پراکنش گونه (SDMs[1]) دارای محدودیت‌های مختلفی است. یکی از مهم‌ترین آن‌ها وجود ایراداتی در دقت و صحت نقاط حضور در برخی محدوده‌های مهم زیستی است (Ramanamanjato *et al*., 2002). بررسی نقاط حضور در این محدوده معمولاً هدفمند نبوده و بیشتر متکی بر مشاهدات تصادفی، پراکنده، داده‌های موجود در موزه‌ها یا پایگاه‌های داده است (Venter *et al*., 2014). از سوی دیگر ذکر این نکته ضروری است که اقلیم عاملی اثرگذار در پراکنش گونه‌های جانوری و گیاهی است (Pearson and Dawson, 2003)، اما نمی‌توان از نقش دیگر عوامل زیستگاهی چشم‌پوشی کرد. اگرچه عوامل اقلیم اغلب از سایر متغیرهای محیطی از نظر تناسب مدل بهتر عمل می‌کند (Thuiller *et al*., 2004)، اما گاهی پراکنش گونه‌ها به‌طور مستقیم تحت تأثیر عوامل اقلیمی نیست (Fourcade *et al*., 2014) بنابراین یکی دیگر از محدودیت‌های مدل‌های پراکنش گونه، فقدان داده‌های محیطی مناسب و دقیق در محدودهٔ مورد مطالعه است. در نهایت در شرایطی که محدودیت دسترسی به لایه‌های محیطی وجود دارد، مدل‌سازی با استفاده از متغیرهای اقلیمی می‌تواند برای پیش‌بینی پراکنش‌ها قابل‌قبول باشد، اما امکان وجود خطا در این روش وجود دارد (Fourcade *et al*., 2014).

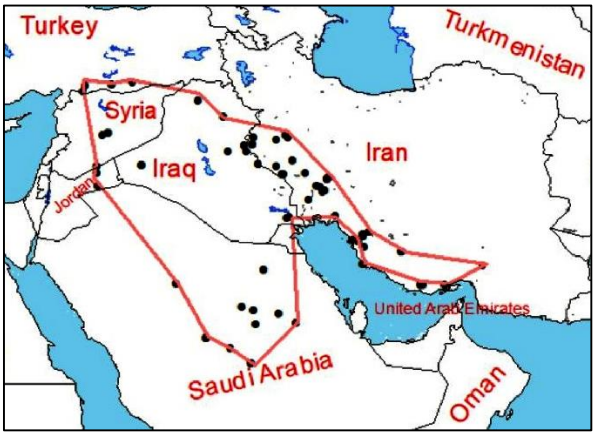
[1]Species Distributiom Modelings

مارها یکی از زیرراسته‌های خزندگان هستند که به‌واسطهٔ تفاوت‌های آناتومیکی و ریخت‌شناسی از دیگر خزندگان قابل‌تشخیص هستند. مارها از اجزای مهم اکوسیستم‌ها هستند و نقش‌های اساسی در چرخهٔ زیستی ایفا می‌کنند، مانند کنترل جوندگان (Ernst and Zug, 1996)، حضور پررنگ در چرخهٔ تغذیه (Greene, 1997)، نقش کلیدی در چرخهٔ مواد مغذی (Shine, 1991; Ernst and Zug, 1996; Spawls *et al*., 2002) و اهمیت در علم پزشکی (Chippaux, 2017; Who, 2020). به‌طورکلی، مارها بخش مهمی از اکوسیستم‌های آبی و خشکی را تشکیل می‌دهند. گونهٔ کبرای سیاه (*Walterinnesia morgani*) تنها نمایندهٔ جنس *Walterinnesia* در ایران است. پراکنش این گونه از دامنه‌های غربی زاگرس شروع شده و تا عربستان، کویت، عراق، سوریه و ترکیه می‌رسد (IUCN, 2019). این گونه در دامنه‌های غربی زاگرس و کوه‌های کم‌ارتفاع زاگرس جنوبی تا سواحل خلیج‌فارس و در ارتفاع هم‌سطح دریا تا حدود ۱۸۰۰ متر (یا ۲۰۰۰ متر) زیست می‌کند (Rajabizadeh, 2019). براساس نتایج مطالعات پیشین، گونهٔ مورد نظر شب فعال است و در هنگام حمله می‌تواند بسیار خطرناک باشد (Kamali, 2019). در سال‌های اخیر علاقه به مطالعهٔ گونهٔ کبرای سیاه به‌دلیل اهمیت پزشکی زهر این گونه افزایش پیدا کرده است. تحقیقات نشان داده است که زهر آن حاوی ترکیباتی با خواص ضددرد و ضدالتهابی است که می‌تواند در تولید مسکن‌ها مورد استفاده قرار گیرد (El Din and Al-sadoon, 2014).

این مطالعه باهدف تکمیل خلأ اطلاعاتی در خصوص این گونه ناشناخته در ایران با تعیین زیستگاه‌های بالقوهٔ کنونی و پیش‌بینی آن در آینده تحت تأثیر شرایط تغییرات آب‌وهوایی به انجام رسیده است. تعیین زیستگاه‌های جدید از این گونه و تکمیل نقشهٔ پراکنش آن (پس از اعمال مطالعات میدانی توسط سازمان حفاظت محیط‌زیست به‌منظور تأیید نهایی مناطق شناسایی شده توسط مدل) به‌ویژه در مناطقی که گونه با مناطق مسکونی انسان در نواحی جنوبی و جنوب غربی کشور همپوشانی پیدا می‌کند، بسیار حائز اهمیت بوده و در پیش‌بینی اقدامات الزامی جهت کاهش ریسک تقابل گونه و انسان ضروری است.

روش‌شناسی پژوهش

نقاط حضور: در این مطالعه از ۶۴ نقطهٔ حضور استفاده شده است. ۵۳ نقطهٔ مورد استفاده در این مطالعه از مرور منابع؛ Sindaco (۲۰۰۸) و ۱۱ نقطه حاصل گزارش‌های محیطبانان مناطق تحت پراکنش گونه مورد نظر است. نقاط استفاده شده در این پژوهش در شکل ۱ نمایش داده شده است.



شکل ۱- نقاط حضور و دامنهٔ پراکنش کبرای سیاه در منطقهٔ خاورمیانه

متغیرهای زیستگاهی و زیست‌اقلیمی: در این مطالعه از ۱۹ متغیر زیست‌اقلیمی (www.worldclime.com)، توپوگرافی (www.worldclime.com)، پوشش زمین (www.zenodo.org) و ردپای انسانی (sedac.ciesin.columbia.edu) استفاده شد. دو متغیر ردپای انسانی و پوشش زمینی در مدل‌سازی آینده ثابت فرض شد. همچنین به‌دلیل احتمال بالای بروز همبستگی معنی‌دار بین برخی از متغیرهای اقلیمی، همبستگی ۱۹ متغیر با روش RCP در نرم‌افزار ArcMap10.8 مورد بررسی قرار گرفت و

فقط متغیرهایی با همبستگی کمتر از (r<۰/۷) انتخاب و برای مدل‌سازی مورداستفاده قرار گرفت. در جدول ۱ فهرست متغیرهای مورد استفاده ارائه شده است.

جدول ۱- متغیرهای محیطی استفاده شده در مدل‌سازی کبرای سیاه

متغیر	نام	گروه	منبع
Bio1	دمای متوسط سالانه	زیست‌اقلیمی	www.worldclime.com
Bio2	دامنهٔ میانگین دمای روزانه		
Bio4	فصلی بودن دما		
Bio10	میانگین دمای گرم‌ترین فصل		
Bio11	میانگین دمای سردترین فصل		
Bio12	بارش سالانه		
Bio14	بارش خشک‌ترین ماه		
Bio19	بارش گرم‌ترین فصل		
Dem	ارتفاع	توپوگرافی	
Slope	شیب		
Hillshad	سایه‌روشن		
Land cover	پوشش زمین	پوشش زمین	www. zenodo.org
Human footprint	ردپای انسانی	اثرات انسانی	sedac.ciesin.columbia.edu

تاکنون ۱۳ مدل اقلیمی در وبگاه Worldclime بارگذاری شده است. به‌دلیل حجم بالای داده‌ها و کمبود داده در سناریوهای تعدادی از مدل‌ها، پراکنش بالقوه آتی کبرای سیاه براساس شش مدل اقلیمی ACCESS-ESM1-5، CMCC-ESM2، CnRM-ESM2-1، GISS-E2-1-G، MIROC6 و MPI-ESM1-2-HR تحت دو سناریو خوش‌بینانه (SSP 126) و بدبینانه (SSP585) برای بازهٔ زمانی ۲۰۴۰–۲۰۲۰ و ۲۱۰۰–۲۰۸۰ ساخته شد. این شش مدل از جهت عملکرد، اعتبار و صحت در منطقهٔ مورد مطالعه به‌درستی عمل می‌کنند (Voldoire *et al*., 2019; Hajima *et al*., 2020; Kelley *et al*., 2020; Lovato *et al*., 2022).

برای ارزیابی عملکرد مدل‌ها شاخص زیر منحنی (AUC) به‌دست‌آمده از منحنی ROC استفاده شد. شاخص زیر منحنی AUC، یک شاخص کمی بین صفر تا یک است که نشان‌دهندهٔ میزان دقت و صحت مدل در تمایز بین نقاط حضور و عدم حضور در مدل است. هرچه این عدد به یک نزدیک‌تر باشد، یعنی این تمایز کامل‌تر است. مقدار AUC اغلب به‌عنوان یک شاخص برای عملکرد کلی پیش‌بینی مدل MaxEnt مورداستفاده قرار می‌گیرد. مقادیر بالا برای این شاخص (نزدیک به یک) نشان‌دهندهٔ عملکرد بهتر مدل است (Phillips *et al*., 2006). از دیگر خروجی‌های مدل‌سازی میزان مشارکت هر متغیر در مدل‌سازی است که به آن منحنی پاسخ[2] می‌گویند. این منحنی‌ها نشان‌دهندهٔ رابطهٔ بین حضور یک گونه و تغییرات مقادیر یک متغیر است. به‌عبارت دیگر، منحنی‌های پاسخ بیانگر نوع تأثیر هر متغیر بر احتمال حضور یک گونه است. همچنین آزمون جک‌نایف اهمیت نسبی هر متغیر را در مدل‌سازی بیان می‌کند. در واقع، آزمون جک‌نایف بیان می‌کند که اگر یک متغیر حذف شود یا به‌تنهایی مورد استفاده قرار گیرد، تا چه اندازه بر روی کارایی مدل اثر می‌گذارد.

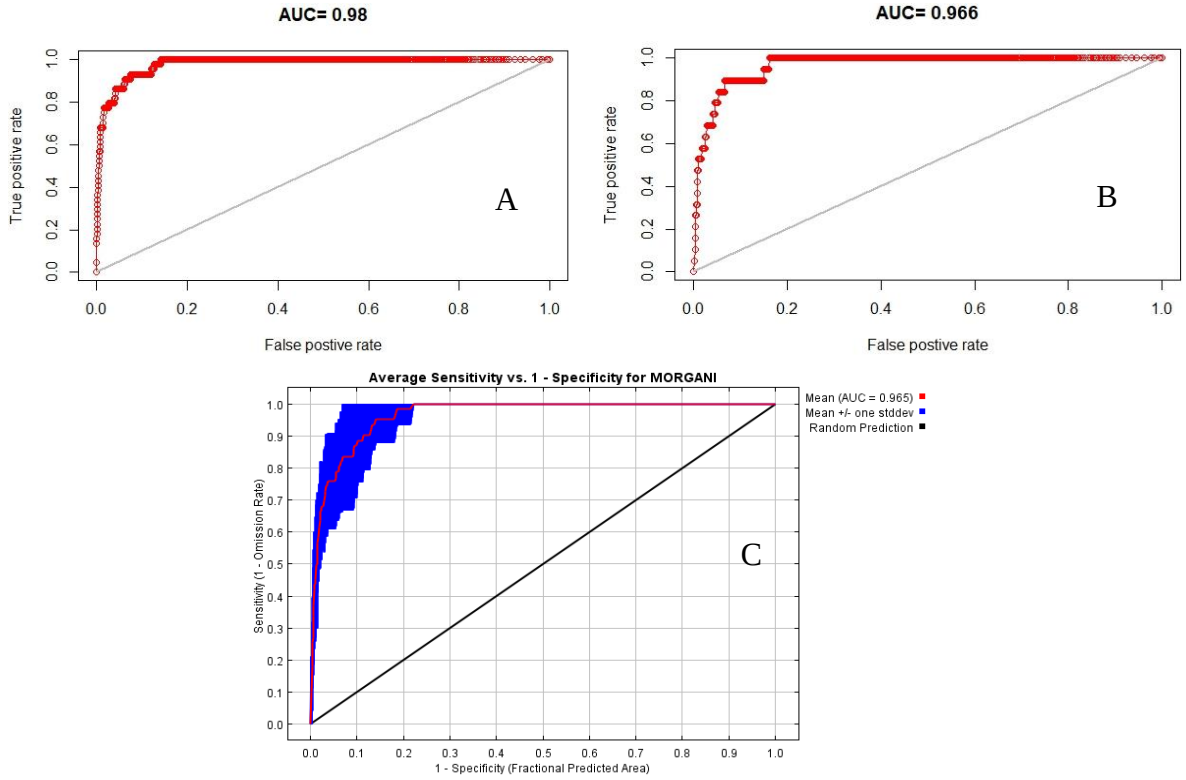
متغیرهای محیطی با اندازهٔ سلول یک کیلومتر مربع (۳۰ ثانیه) در محیط نرم‌افزار ArcMap10.8 براساس منطقهٔ مورد مطالعه برش خوردند تا یکسان شوند. همچنین نقشه‌ها به قالب Ascii درآمدند. برای مدل‌سازی زیستگاه کبرای سیاه، نقاط حضور و نقشه‌ها وارد محیط نرم‌افزاری Rstudio شد و با استفاده از بستهٔ نرم‌افزاری dismo مدل‌سازی با روش MaxEnt با ۱۰ تکرار انجام شد. در این روش ۱۰۰۰۰ نقطه به‌صورت تصادفی و با محدودهٔ بافر ۱۰۰۰ متر از نقطهٔ حضور گونه، توسط نرم‌افزار به‌عنوان

[2]Response curve

نقاط زمینه انتخاب شد. همچنین ۷۰ درصد از نقاط حضور به‌عنوان داده‌های تعلیمی[3] و ۳۰ درصد به‌عنوان داده‌های آزمون[4] در نظر گرفته شد. پس از ساخته‌شدن مدل MaxEnt، با استفاده از داده‌های اقلیمی تغییرات زیستگاه تحت‌تأثیر تغییر اقلیم پیش‌بینی شد.

یافته‌های پژوهش

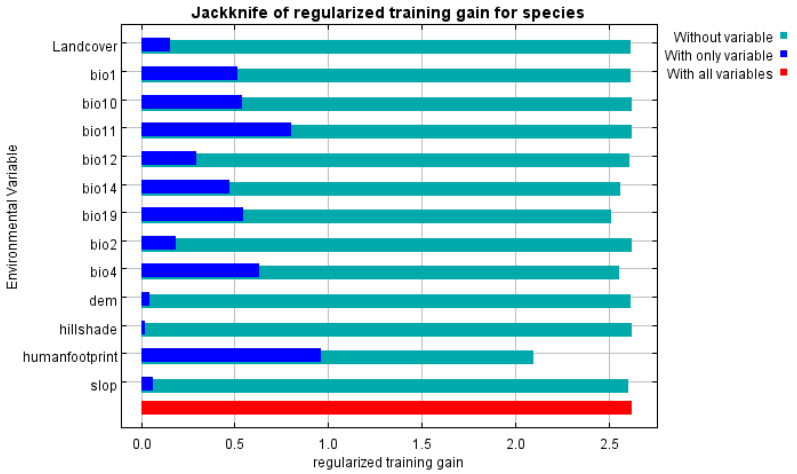
براساس نتایج، شاخص AUC به‌میزان ۰/۹۶ برآورد شده است که نشان‌دهندهٔ توانایی بالا و مناسب مدل برای پیش‌بینی پراکنش کبرای سیاه است (شکل ۲).



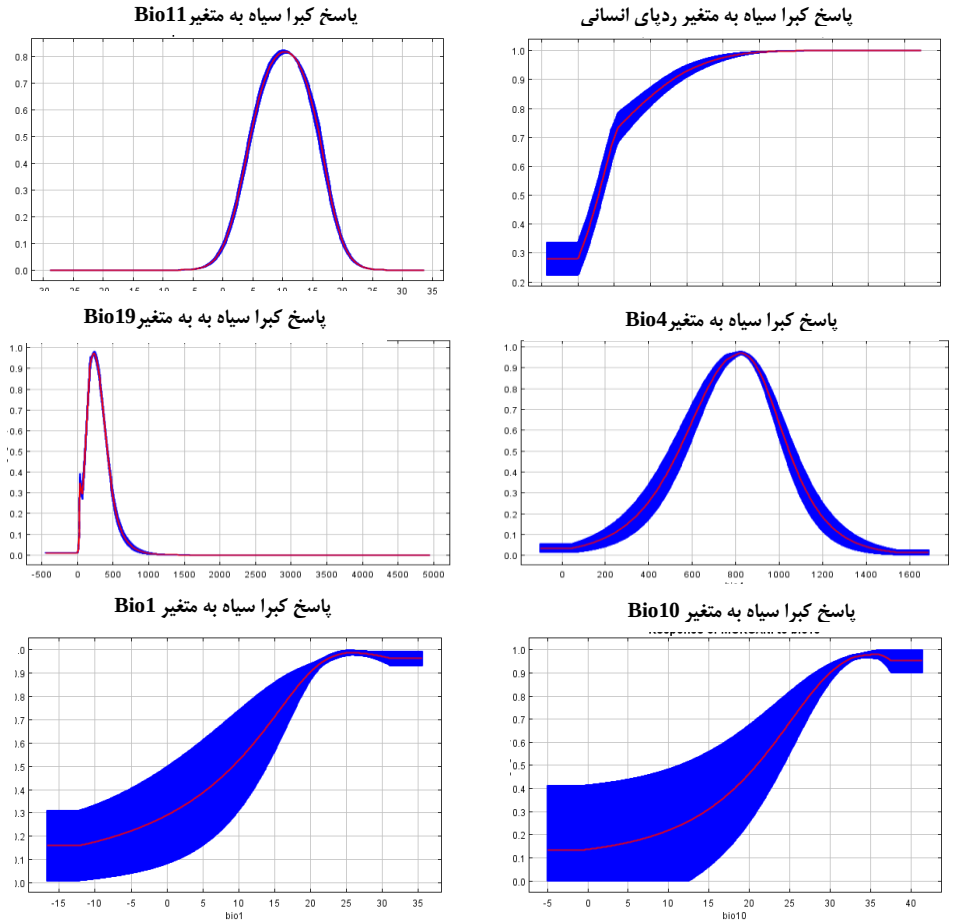
شکل ۲- نتایج شاخص ROC و مقدار AUC مدل مطلوبیت MaxEnt. A: مقدار AUC برای داده‌های تعلیمی، B: مقدار AUC برای داده‌های آموزشی و C: مقدار AUC برای داده‌های تعلیمی به‌همراه انحراف استاندارد (محدودهٔ آبی)

نتایج جک‌نایف نشان داد متغیر ردپای انسانی و میانگین‌دمای سردترین فصل (Bio11)، فصلی بودن دما (Bio4)، میانگین دمای گرم‌ترین فصل (Bio10) و بارش گرم‌ترین فصل (Bio19) مهم‌ترین متغیرها بر میزان پیش‌بینی مطلوبیت زیستگاه کبرای سیاه بودند. همچنین در شکل ۳ منحنی پاسخ هر متغیر زیستگاهی و زیست‌اقلیمی در مدل پیش‌بینی مطلوبیت زیستگاه ارائه شده است. منحنی‌های پاسخ نشان‌دهندهٔ نزدیکی زیستگاه این گونه به مناطق انسان‌ساخت است. همچنین با افزایش دما مطلوبیت زیستگاه برای کبرای سیاه ابتدا افزایش‌یافته و سپس کاهش خواهد یافت. از سوی دیگر، میزان بارندگی با مطلوبیت زیستگاه این گونه رابطهٔ عکس دارد و با افزایش بارندگی، مطلوبیت زیستگاه کبرای سیاه کاهش خواهد یافت.

[3] Training
[4] Testing

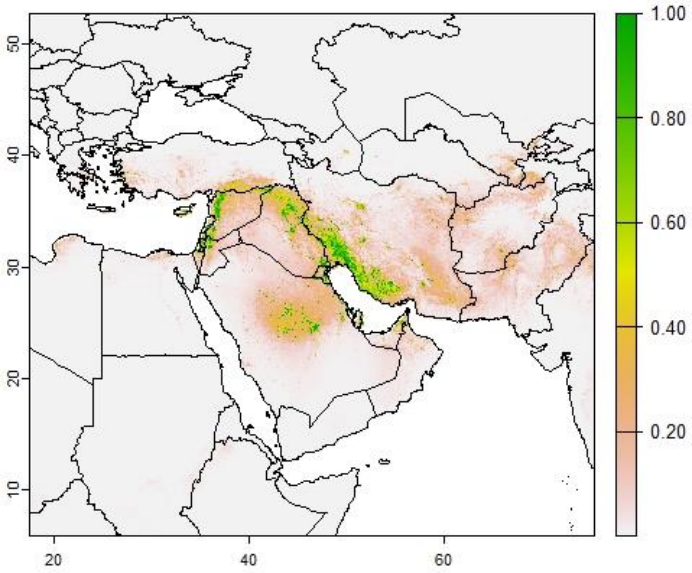


شکل۳- نتایج جک‌نایف مدل MaxEnt برای مطلوبیت زیستگاه کبرای سیاه



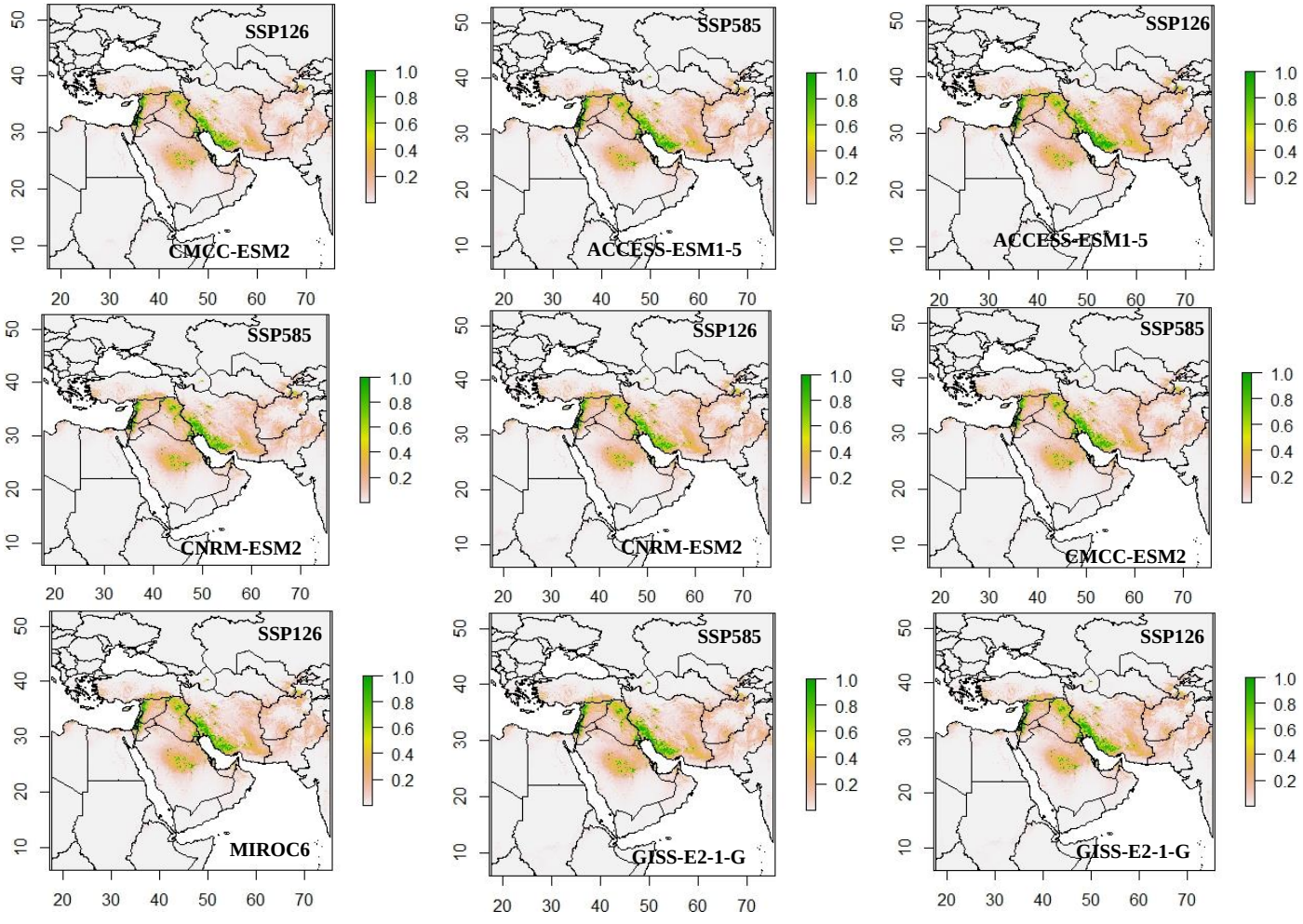
شکل ٤- منحنی‌های پاسخ مدل MaxEnt برای مطلوبیت زیستگاه کبرا سیاه (خط قرمز میانگین پاسخ متغیرها با ۱۰ تکرار و محدودهٔ آبی نشان‌دهندهٔ انحراف معیار ± برای هر متغیر است)

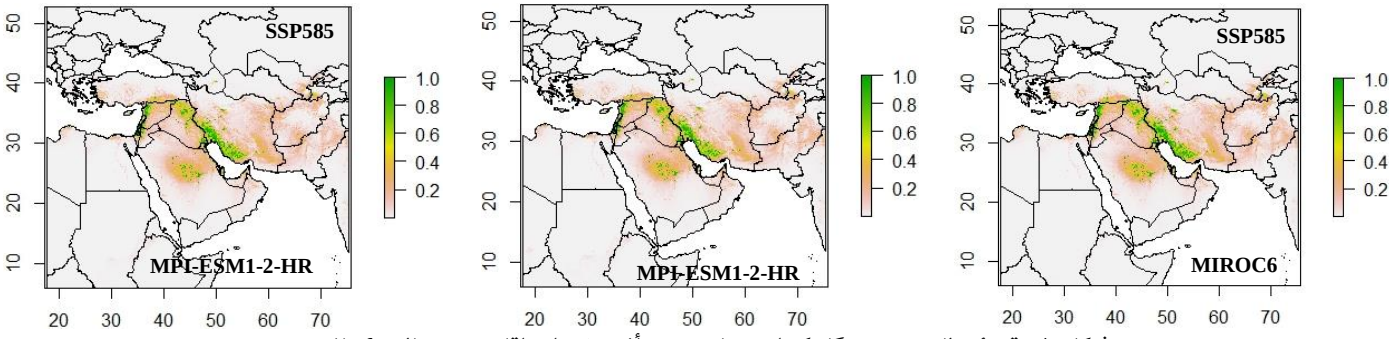
نقشهٔ حاصل از مدل‌سازی زیستگاه بالقوهٔ کبرای سیاه در زمان حال بر اساس مدل‌سازی MaxEnt در شکل ۵ ارائه شده است. در این نقشه، نواحی سبزرنگ بیشترین مطلوبیت و مناطق سفیدرنگ کمترین مطلوبیت را برای کبرای سیاه دارا هستند. براساس نتایج، بیشترین مناطق مطلوب برای کبرای سیاه در منطقهٔ خاورمیانه در کشور ایران در استان‌های هرمزگان، خوزستان و ایلام پیش‌بینی شده است.



شکل ۵- مدل مطلوبیت زیستگاه کبرای سیاه در حال حاضر

نتایج حاصل از مدل‌سازی زیستگاه براساس متغیرهای اقلیمی تا سال ۲۰۴۰ با شش مدل و تحت دو سناریو خوش‌بینانه و بدبینانه در شکل ۶ ارائه شده است.





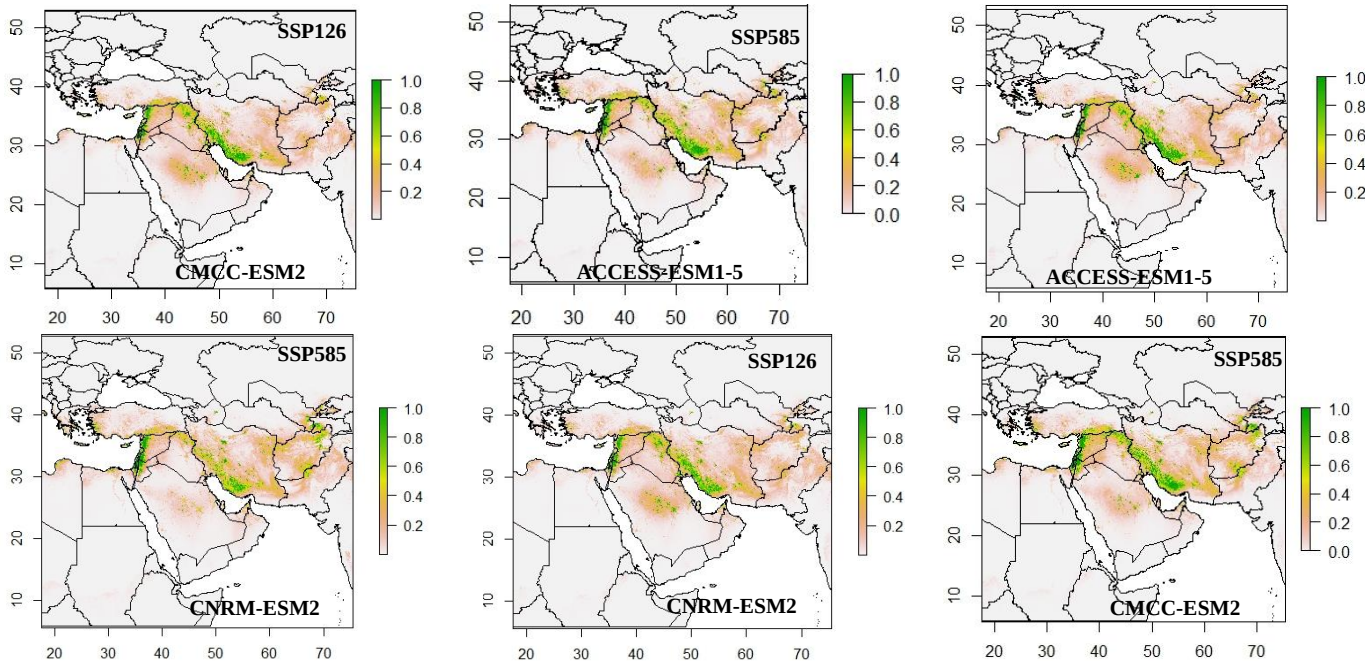
شکل ٦- نقشهٔ مطلوبیت زیستگاه کبرای سیاه، تحت‌تأثیر تغییرات اقلیمی در سال ۲۰٤۰

براساس نتایج حاصل از مدل‌سازی زیستگاه مطلوب کبرای سیاه تا سال ۲۰۴۰ افزایش خواهد یافت. درصد میزان افزایش زیستگاه این گونه مطابق مدل‌های مورد بررسی و تحت سناریو های مختلف در جدول ۲ ارائه شده است. به‌جز نتایج مدل CMCC-ESM2 در سناریو خوش‌بینانه که زیستگاه این گونه با کاهش ۱/۳۷ درصدی پیش‌بینی نموده است، نتایج تمامی مدل‌ها تا سال ۲۰۴۰ زیستگاه مطلوب این گونه را افزایشی پیش‌بینی نمودند.

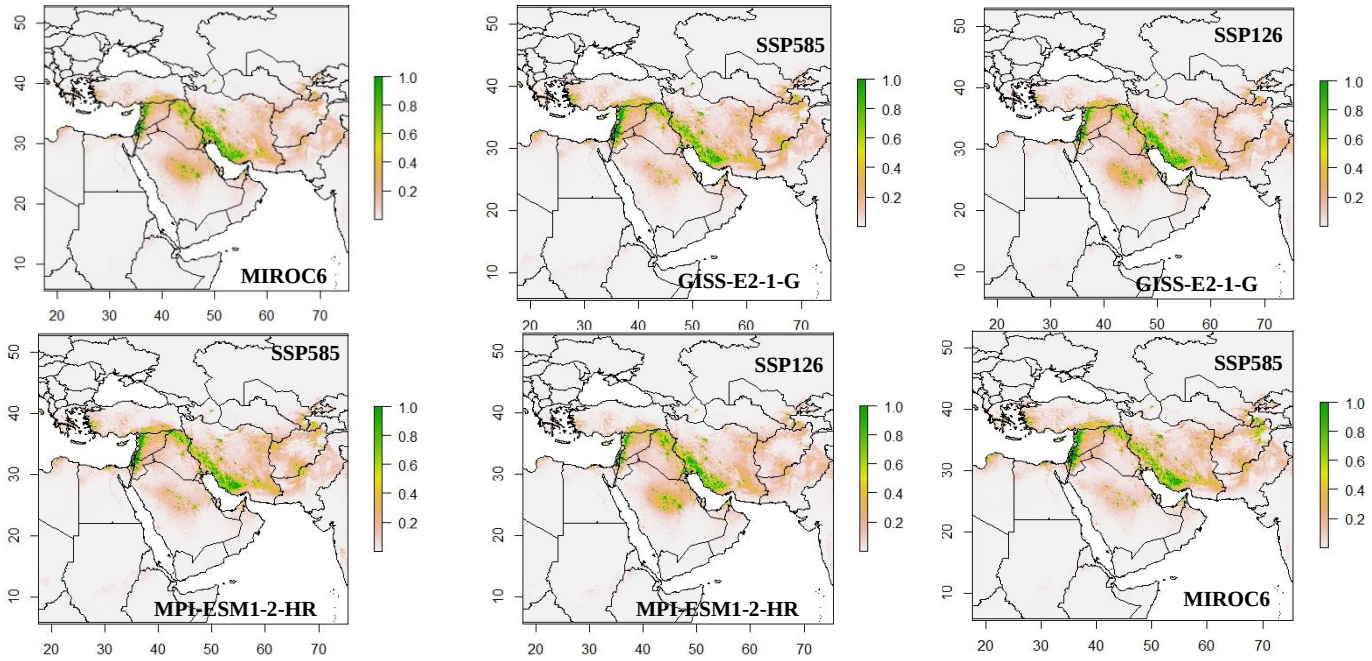
جدول ۲- درصد میزان تغییرات زیستگاه گونه کبرای سیاه تحت‌تأثیر تغییرات اقلیمی تا سال ۲۰٤۰.

	مدل					
سناریو	ACCESS-ESM1-5	CMCC-ESM2	CNRM-ESM2-1	GISS-E2-1-G	MIROC6	MPI-ESM1-2-HR
SSP126 (خوش‌بینانه)	۱۹/۳۷	-۱/۳۷	۱۳/۲۲	۱۹/۱۲۵	۲۴/۶۹	۱۱/۶۷
SSP585 (بدبینانه)	۱۷/۶۳	۱۶/۶۹	۸/۲۸	۲۵/۹۵	۲۲/۷۷	۱۸/۱۵

همچنین مدل‌های ساخته شده برای آینده تا سال ۲۱۰۰ بیان می‌کند که زیستگاه گونهٔ کبرای سیاه تحت تأثیر تغییرات اقلیمی افزایش خواهد یافت. میزان افزایش زیستگاه این گونه براساس درصد در جدول ۳ ارائه و مدل‌های ساخته شده تا سال ۲۱۰۰ در شکل ۷ ارائه شده است. به‌جز نتایج مدل MIROC6 در سناریو بدبینانه که زیستگاه این گونه با کاهش ۹/۲۲ درصدی پیش‌بینی نموده است، نتایج تمامی مدل‌ها تا سال ۲۱۰۰ زیستگاه مطلوب این گونه را افزایشی پیش‌بینی نمودند.



SSP126



شکل ۷- نقشهٔ مطلوبیت زیستگاه کبرای سیاه، تحت‌تأثیر تغییرات اقلیمی در سال ۲۱۰۰

جدول ۳- تغییرات زیستگاه گونهٔ کبرای سیاه تحت‌تأثیر تغییرات اقلیمی تا سال ۲۱۰۰

	مدل					
سناریو	ACCESS-ESM1-5	CMCC-ESM2	CNRM-ESM2-1	GISS-E2-1-G	MIROC6	MPI-ESM1-2-HR
SSP126 (خوش‌بینانه)	۳۰/۲۵	۳/۱۵	۴/۱۷	۱۳/۷۱	۱/۸۶	۱۹/۵۵
SSP585 (بدبینانه)	۲۵/۴۳	۲۵/۷۸	۱۲	۸/۸۴	-۹/۲۲	۱۰/۳۴

باتوجه‌به نتایج مدل سازی و منحنی‌های پاسخ زیستگاه کبرای سیاه نسبت به افزایش دما بیشترین واکنش را نشان خواهد داد. به‌عبارت‌دیگر، مطلوبیت زیستگاه این گونه به‌طور میانگین تا سال ۲۰۴۰ تحت‌تأثیر سناریو خوش‌بینانه ۱۴/۲۷ درصد و تحت سناریو بدبینانه ۱۸/۵۸ درصد نسبت به زمان حال افزایش خواهد یافت. این افزایش تا سال ۲۱۰۰ تحت سناریو خوش‌بینانه ۱۲/۱۱ درصد و تحت سناریو بدبینانه ۱۲/۱۹ درصد نسبت به زمان حال برآورد شد.

بحث و نتیجه‌گیری

در سال‌های اخیر مطالعات متعددی در خصوص زیستگاه خزندگان در ایران صورت گرفته است (Kafash *et al*., 215; *et al*., 2016; Yazdanian Asadi *et al*.,2016) که نتایج آن‌ها نشان می‌دهد تغییرات اقلیمی بر زیستگاه خزندگان تأثیرات عمده‌ای به‌جای می‌گذارد. به‌عنوان‌مثال، خزندگان ساکن کوه‌ها با افزایش دما مجبور به مهاجرت به ارتفاعات بالاتر می‌شوند (Yusefi *et al*., 2015). این در حالی است که زیستگاه گونه‌های گرمادوست عمدتاً افزایش خواهد یافت (Kafash *et al*., 2015). به‌طورکلی اقلیم عاملی اساسی در تعیین مکان زیست گونه‌ها و شرایط رشد و تولیدمثل آن‌ها است (Dawson *et al*., 2011). به‌عبارت‌دیگر، دو عامل دما و بارش به‌عنوان عوامل اصلی سازندهٔ اقلیم هر منطقه، تأثیری چشمگیری در تعیین زیستگاه گونه‌ها دارند (Amiri *et al*., 2019; Sancholi, 2019;). همچنین نتایج مطالعهٔ Rueda-Moreno و همکاران (۲۰۱۱) نشان داد پراکنش جغرافیایی خزندگان با تغییر درجهٔ حرارت در ارتباط بوده و در پاسخ به تغییرات اقلیمی آینده پراکنش گونهٔ خزندگان در امتداد عرض‌های جغرافیایی تغییر خواهد نمود. باتوجه‌به نتایج به‌دست‌آمده از این مطالعه تغییرات اقلیمی بر دامنهٔ پراکنش و زیستگاه کبرای سیاه تأثیر چشمگیری دارد.

کبرای سیاه گونه‌ای خونسرد و گرمادوست بوده که در مناطق بیابانی-نیمه‌بیابانی زیست می‌نماید. باتوجه به نتایج حاصل از این پژوهش در زمان حال، مساحت زیستگاه بالقوهٔ کبرای سیاه بسیار بیشتر از مساحت شناخته شده از این گونه است.

زیستگاه‌های بالقوهٔ ویژه‌ای برای این گونه در جنوب غربی ایران وجود دارد که به‌دلیل عدم تلاش یا جستجو ناکافی متخصصین و یا به‌دلیل عدم توانایی گونه در رسیدن به این مناطق (به‌دلیل موانع انسان‌ساخت یا طبیعی) تاکنون مورد توجه قرار نگرفته است.

با توجه به گرمادوست بودن کبرای سیاه، ابتدا با افزایش دما، زیستگاه این گونه افزایش می‌یابد (شکل‌های ۶ و ۷). اما نمودارهای پاسخ (شکل ۴) نشان‌دهندهٔ آستانه تحمل گونه در برابر دمای محیط است و بیان‌کنندهٔ آن است که افزایش دما به‌صورت نامحدود تأثیر مثبت ندارد. علاوه‌برآن، همان‌طور که نتایج نشان می‌دهد، افزایش زیستگاه تا سال ۲۰۴۰ براساس سناریوهای اقلیمی حدود ۱۸–۱۴ در صد است در صورتی‌که این عدد تا سال ۲۱۰۰ به ۱۲ در صد تغییر می‌کند. براساس نتایج به‌دست‌آمده (شکل ۴)، دامنهٔ مطلوبیت زیستگاه با افزایش دما ابتدا افزایش پیدا کرده و پس از آن با کاهش شدید روبه‌رو خواهد شد. دلیل این امر افزایش دما بیش از حد تحمل گونهٔ مورد مطالعه است. همچنین نقشه‌های حاصل از مدل سازی آینده نشان می‌دهد فاصلهٔ بین زیستگاه‌های مطلوب تکه‌تکه به‌مرورزمان کمتر شده و باعث پراکنش کبرای سیاه در بیشتر مناطق جنوبی کشور خواهد شد. علاوه بر افزایش زیستگاه گونه، محدودهٔ پراکنش این گونه دستخوش تغییر خواهد شد. همچنین نتایج مدل‌ها نشان می‌دهد که زیستگاه کبرای سیاه در محدودهٔ کشور عربستان به‌مرور کاهش خواهد یافت درصورتی‌که زیستگاه مطلوب آن در محدودهٔ رشته‌کوه زاگرس به‌مرور افزایش خواهد یافت.

دیگر عامل تأثیرگذار در مطلوبیت زیستگاه کبرا سیاه، عامل ردپای انسانی است. ردپای انسانی که به‌عنوان نقشهٔ برخورد انسان نیز شناخته می‌شود، نمایشی از تأثیر تجمعی فعالیت‌های انسانی بر سطح زمین است (Sanderson *et al.*,2002). نتایج این مطالعه نشان می‌دهد ردپای انسانی بیشترین تأثیر را بر مطلوبیت زیستگاه کبرای سیاه دارد. این یافته تأیید می‌کند که فعالیت‌های انسانی تأثیرات عمیقی بر حیات‌وحش و زیستگاه آنها دارد (Scanes, 2018). فعالیت‌های انسانی می‌توانند به تغییرات در ساختار زیستگاه، در دسترس‌بودن منابع و شرایط اکولوژیک کبرای سیاه کمک کنند. براساس این نتایج، می‌توان دیدگاه‌های مختلفی جهت برنامه‌ریزی‌های حفاظتی به‌دست آورد.

افزایش زیستگاه کبرای سیاه به‌طور بالقوه می‌تواند اثرات مثبت و منفی بر روی این گونه و زیستگاه آن داشته باشد. به‌عنوان‌مثال گسترش زیستگاه کبرای سیاه می‌تواند منجر به افزایش جمعیت آن شده و در مقابل افزایش تعارض با انسان را باعث شود. از آنجا که کبرای سیاه دارای زهر قوی و کشنده‌ای است و نیز از زهر این گونه در تولید آنتی‌ونوم هگزاوالان و یا پنتاوالان استفاده نمی‌شود، بنابراین افزایش تقابل این گونه با انسان و افزایش حوادث مارگزیدگی می‌تواند به حوادث جبران‌ناپذیری منتهی شود. در پاسخ به این امر نیز می‌توان پیش‌بینی نمود که انسان اقدامات متقابلی برای حذف یا کاهش این مار به‌ویژه در مناطق مجاور با مناطق مسکونی عملی نموده و چالش‌های جدی برای مدیریت و حفاظت از محیط‌زیست مناطق ایجاد شود.

علاوه بر نگرانی‌های مربوط به سلامت انسان‌ها، افزایش دامنهٔ پراکنش کبرای سیاه می‌تواند بر تغذیه و تعاملات زیست‌محیطی این گونه اثر بگذارد. کبرای سیاه اساساً از پستانداران کوچک، پرندگان و سایر خزندگان مانند مارمولک‌ها تغذیه می‌کند (Rajabizadeh, 2019) و برای این منابع با شکارچیان دیگر رقابت می‌کند (Zinner, 1971). اگر تغییرات اقلیمی، پراکنش یا فراوانی گونه‌های طعمه یا گونه‌های رقیب را تغییر دهد، می‌تواند بر میزان دسترس‌پذیری منابع غذای کبرای سیاه و تعاملاتش با سایر گونه‌ها تأثیر بگذارد.

در انتها باید به این نکته توجه کرد که نتایج به‌دست‌آمده از مطالعهٔ انجام شده در ارتباط با اثرات تغیر اقلیمی بر زیستگاه کبرای سیاه تنها براساس سناریوهای اقلیمی و مدل‌های اقلیمی استفاده شده در مطالعهٔ حاضر صحت دارد و اگر تغییرات اقلیمی در ایران و جهان متفاوت با مدل‌های ذکر شده باشد، نمی‌توان شرایط پیش‌بینی شده را در آینده شاهد بود. همچنین باید توجه داشت عوامل مختلفی مانند تخریب زیستگاه، آلودگی زیستگاه، جوامع انسان‌ساز (Kafash *et al.*, 2021)، توانایی پراکنش گونه، موانع جغرافیایی و بسیاری از عوامل دیگر در پراکنش گونه نقش دارند (Hirzel and Le Lay, 2008). به‌عنوان‌مثال، نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که جزیرهٔ قشم برای زیست این گونه مناسب است اما موانع جغرافیایی مانع رسیدن این گونه به زیستگاه مطلوبش در این جزیره شده است. همچنین ذکر این نکته ضروری است که دقت و قابل اطمینان بودن مدل‌های MaxEnt به کیفیت و صحت داده‌های ورودی و همچنین فرضیه‌ها و محدودیت مدل بستگی دارد. پس باید توجه داشت آیندهٔ زیستگاه این‌گونه به‌طور هم‌زمان به عوامل مختلف بستگی دارد و می‌تواند متفاوت با نتایج این مطالعه پیش آید. در نهایت توصیه می‌شود

که نتایج مدل‌سازی با مطالعات و تحقیقات محلی در مورد پراکنش، وضعیت جمعیت و نیازهای زیستگاه این گونه مقایسه شود تا درک دقیق‌تری از شرایط زیستگاه آن در مناطق مختلف ارائه شود.

References

Amiri, M., Kiani Sadr, M., Pesarakloo, A., Najibzadeh, M., 2019. Habitat suitability of the Critically Endangered Lorestan Newt, *Neurergus kaiseri* (SCHMIDT, 1952) In Southwestern Iran. Journal of Animal Environment 11(2), 147-154. (In Persian)

Asadi,A., Kaboli, M., Ahmadi, M., Kafash, A., 2016. 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. Journal of Natural Environment 69(2), 303-327. (In Persian)

Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., Ferrer, E.A., 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. Nature 471(7336), 51-57.

Blaustein, A.R., Kiesecker, J.M., 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. Ecology Letters 5(4), 597-608.

Change, I.C., 2014. Impacts, adaptation and vulnerability. Part A: global and sectoral aspects. Contribution of working group II to the fifth assessment report of the intergovernmental Panel on Climate Change 1132.

Chippaux, J.P., 2017. Snakebite envenomation turns again into a neglected tropical disease! Journal of Venomous Animals and Toxins including Tropical Diseases 23(1), 38.

Climate data, 2022. Future climate. Available from www.worldclime.com.

Cordier, T., Alonso- Sáez, L., Apothéloz- Perret- Gentil, L., Aylagas, E., Bohan, D.A., Bouchez, A., Lanzén, A., 2021. Ecosystems monitoring powered by environmental genomics: a review of current strategies with an implementation roadmap. Molecular Ecology 30(13), 2937-2958.

Cox, N., Young, B. E., Bowles, P., Fernandez, M., Marin, J., Rapacciuolo, G., Xie, Y., 2022. A global reptile assessment highlights shared conservation needs of tetrapods. Nature 605(7909), 285-290.

Dawson, T.P., Jackson, S.T., House, J.I., Prentice, I.C., Mace, G.M., 2011. Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. Science 332(6025), 53-58.

Del Río, S., Canas, R., Cano, E., Cano-Ortiz, A., Musarella, C., Pinto-Gomes, C., Penas, A., 2021. Modeling the impacts of climate change on habitat suitability and vulnerability in deciduous forests in Spain. Ecological Indicators 131, 108202.

Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J., Collen, B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. Science 345(6195), 401-406.

Drewes, R., Spawls, S., Howell, K., Ashe, J., 2001. A Field Guide to the Reptiles of East Africa. Kenya, Tanzania, Uganda, Rwanda and Burundi

El Din, S.B., Al-Sadoon, M.K., 2014. *Walterinnesia morgani* venom: a neurotoxin with potential medicinal applications. Journal of Venomous Animals and Toxins including Tropical Diseases 20(1), 1-6

Ernst, C.H., Zug, G.R., 1996. Snakes in question: The Smithsonian answer book. Washington, DC: Smithsonian Institution Press., 64 p.

Fourcade, Y., Engler, J.O., Rödder, D., Secondi, J., 2014. Mapping species distributions with MAXENT using a geographically biased sample of presence data: a performance assessment of methods for correcting sampling bias. PLoS One 9, e97122.

Greene, H.W., 1997. Snakes: the evolution of mystery in nature. University of California Press.pp 183.

Guisan, A., Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling 135(2-3), 147-186.

Hajima, T., Watanabe, M., Yamamoto, A., Tatebe, H., Noguchi, M.A., Abe, M., Ohgaito, R., Ito, A., Yamazaki, D., Okajima, H. and Ito, A., 2020. Development of the MIROC-ES2L Earth system model and the evaluation of biogeochemical processes and feedback. Geoscientific Model Development 13(5), 2197-2244

Hannah, L., Roehrdanz, P.R., KC,K.B., Fraser, E.D., Donatti, C.I., Saenz, L., Wright, T.M., Hijmans, R.J., Mulligan, M., Berg, A., van Soesbergen, A., 2020. The environmental consequences of climate-driven agricultural frontiers. PloS one 15(2).

Hijmans, R.J., Graham, C.H., 2006. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. Global Change Biology 12(12), 2272-2281.

Hirzel, A. H., Le Lay, G., 2008. Habitat suitability modeling and niche theory. Journal of Applied Ecology 45(5), 1372-1381.

Hirzel, A.H., Le Lay,G., 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. Journal of Applied Ecology 45(5), 1372-1381.

IPCC., 2014. Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Cambridge University Press.

IUCN, 2022. Redlist. Available from www.iucnredlist.org.

Kafash, A., Ashrafi, S., Ohler, A., 2018. Environmental drivers of altitudinal distribution of lizards in Iran (Case study: Family *Lacertidae*). Journal of Natural Environment 71(4), 495-508. (In Persian)

Kafash, A., Ashrafi, S., Yousefi, M., 2021. Distribution of *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774) under the climate change: Identifying climate refugia and assessing protected areas effectiveness. Journal of Animal Research (Iranian Journal of Biology) 34(1), 44-56. (In Persian)

Kafash, A., Kaboli, M., Köhler, G., 2015. Comparison effect of future climatic change on the desert and mountain-dwelling reptiles in Iran (*Paralaudakia Caucasi* and *Saara loricata*). Journal of Animal Environment 7(3), 103-108. (In Persian)

Kamali, K., 2019 .Reptiles and Amphibians of IRAN. Iranshenasi publisher, 270 p. (In Persian)

Kelley, M., Schmidt, G.A., Nazarenko, L.S., Bauer, S.E., Ruedy, R., Russell, G.L., Ackerman, A.S., Aleinov, I., Bauer, M., Bleck, R., Canuto, V., 2020. GISS- E2. 1: Configurations and climatology. Journal of Advances in Modeling Earth Systems 12(8).

Land cover, 2015, Available from www.zenodo.org.

Lehmann, A., Overton, J.M., 2014. Assessing the impacts of climate change on species distribution and ecosystem functioning using coupled dynamic-ecological models. Biology 3(2), 317-350.

Lovato, T., Peano, D., Butenschön, M., Materia, S., Iovino, D., Scoccimarro, E., Fogli, P.G., Cherchi, A., Bellucci, A., Gualdi, S., Masina, S., 2022. CMIP6 Simulations With the CMCC Earth System Model (CMCC- ESM2). Journal of Advances in Modeling Earth Systems 14(3), e2021MS002814.

MORENO- RUEDA, G. R. E. G. O. R. I. O., Pleguezuelos, J. M., Pizarro, M., Montori, A., 2012. Northward shifts of the distributions of Spanish reptiles in association with climate change. Conservation Biology 26(2), 278-283.

Parmesan, C., Yohe, G., 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature 421(6918), 37-42.

Pearson, R.G., Dawson, T.P., 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?. Global Ecology and Biogeography 12(5), 361-371.

Peterson, A.T., 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. Biodiversity Informatics 3.

Phillips, S. J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modeling 190(3-4), 231-259.

Pörtner, H.O., Scholes, R.J., Agard, J., Archer, E., Arneth, A., Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., Cheung, W.L.W., Diamond, S., 2021. Scientific outcome of the IPBES-IPCC co-sponsored workshop on biodiversity and climate change.

Powers, R.P., Jetz, W., 2019. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. Nature Climate Change 9(4), 323-329.

Rajabizadeh, M., 2019. Snake of Iran. Iranshenasi publisher.496 p. (In Persian)

Ramanamanjato, JB., McIntyre, PB., Nussbaum, RA., 2002. Reptile, amphibian, and lemur diversity of the Malahelo forest, a biogeographical transition zone in southeastern Madagascar. Biodiversity & Conservation 11, 1791-1807.

Rather, Z.A., Ahmad, R., Khuroo, A.A., 2022. Ensemble modeling enables identification of suitable sites for habitat restoration of threatened biodiversity under climate change: A case study of *Himalayan Trillium*. Ecological Engineering 176, 106534.

Root, T. L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig, C., Pounds, J.A., 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. Nature 421(6918), 57-60.

Sancholi, N., 2019. Survey the habitat suitability of *Lacerta media* (Reptilia: Sauria) in Iran. Journal of Animal Environment 11(3), 101-104. (In Persian)

Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V.,Woolmer, G., 2002. The human footprint and the last of the wild: the human footprint is a global map of human influence on

the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. BioScience 52(10), 891-904.

Scanes, C.G., 2018. Human activity and habitat loss: destruction, fragmentation, and degradation. In Animals and human society, Academic Press, pp. 451-482.

Shine, R., 1991. Strangers in a strange land: ecology of the Australian colubrid snakes. Copeia,pp. 120-131.

Sindaco, R., Valery, K.J., Alberto, V., Grieco, C., 2008. The Reptiles of the Western Palearctic: Annotated checklist and distributional atlas of the turtles, crocodiles, amphisbaenians and lizards of Europe, North Africa, Middle East, and Central Asia. Latina, Edizioni Belvedere, 361 p.

Sinervo, B., Mendez-De-La-Cruz, F., Miles, DB., Heulin, B., Bastiaans, E., Villagrán-Santa Cruz, M., Lara-Resendiz, R., Martínez-Méndez, N., Calderón-Espinosa, ML., Meza-Lázar,o RN., Gadsden, H., 2010. Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. Science 328(5980), 894-899.

Thuiller, W., 2007. Climate change and the ecologist. Nature 448(7153), 550-552.

Thuiller, W., Araújo, M.B., Lavorel, S., 2004. Do we need land-cover data to model speciesdistributions in Europe?. Journal of Biogeography 31, 353-361.

Venter, O., Fuller, R.A., Segan, D.B., Carwardine, J., Brooks, T., Butchart, S.H.M., Di Marco, M., Iwamura, T., Joseph, L., O'Grady, D., Possingham, HP., Rondinini, C., Smith, R.J., Venter, M., Watson, J.E.M., 2014. Targeting global protected area expansion for imperiled biodiversity. PLoS Biol 12, e1001891.

Voldoire, A., Saint- Martin, D., Sénési, S., Decharme, B., Alias, A., Chevallier, M., Waldman, R., 2019. Evaluation of CMIP6 deck experiments with CNRM- CM6- 1. Journal of Advances in Modeling Earth Systems 11(7), 2177-2213.

Williams, P., Hannah, L.E.E., Andelman, S., Midgley, G.U.Y., AraúJo, M., Hughes, G., Pearson, R., 2005. Planning for climate change: identifying minimum- dispersal corridors for the Cape Proteaceae. Conservation Biology 19(4), 1063-1074.

World Health Organization. 2020. Snakebite. Available from www.who.int.

Yazdanian, M., Kaboli, M., Karami, M., 2016. Ecological factors affecting microhabitat use of Iranian Mountain Steppe Viper (*Vipera ebneri*). Journal of Animal Environment 8(1), 65-74. (In Persian)

Yousefi, M., Ahmadi, M., Nourani, E., Behroz, R., Rajabizadeh, M., Geniez, F., Kaboli, M., 2015. Upward altitudinal shifts in habitat suitability of mountain vipers since the Last Glacial Maximum. PloS one 10(9), e0138087.

Zhou, P., Navid, I., A., Ma, Y., Xiao, Y., Wang, P., Ye, Z., Mi, Z., 2023. Solar-to-hydrogen efficiency of more than 9% in photocatalytic water splitting. Nature 613(7942), 66-70.

Zinner, H., 1971. On ecology and the significance of semantic coloration in the nocturnal desert-elapid *Walterinnesia aegyptia Lataste* (Reptiles, Ophidia). Oecologia 7(3), 267-275.