فصلنامه علوم محیطی، دوره بیست و یکم، شماره ۱، بهار ۱۴۰۲

۲۰۵-۲۲۴

مقاله پژوهشی

مدل‌سازی اجماعی هجوم بالقوه کهور پاکستانی (Prosopis juliflora (SW.) DC) در منطقه مکران

محدثه امیری[۲،۱*]، محمد شفیعی‌زاده[۳]، مصطفی ترکش اصفهانی[۱] و سید مصطفی مسلمی[۴]

[۱] گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران

[۲] گروه علوم کشاورزی، دانشگاه فنی و حرفه‌ای، تهران، ایران

[۳] گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران

[۴] گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۱/۱ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۱۰/۱۴

امیری، م.، م. شفیعی‌زاده، م. ترکش اصفهانی و س.م. مسلمی. ۱۴۰۲. مدل‌سازی اجماعی هجوم بالقوه کهور پاکستانی (Prosopis juliflora (SW.) DC) در منطقه مکران. فصلنامه علوم محیطی. ۲۱(۱): ۲۰۵-۲۲۴.

سابقه و هدف: گیاهان مهاجم، در حال حاضر مورد توجه اکولوژیست‌ها، حافظان محیط زیست و مدیران منابع طبیعی هستند و به دلیل گسترش سریع تنوع زیستی را کاهش می‌دهند. این گونه‌ها تغییراتی را در فرآیندهای بوم‌شناختی، ساختار و کارکرد جامعه در اکوسیستم‌های طبیعی ایجاد می‌کنند. بارزترین تغییر در مناطق مورد هجوم، کاهش تنوع زیستی و ایجاد اجتماع خالصی از گیاهان مهاجم می‌باشد. یکی از گونه‌های مهاجم در کشور کهور پاکستانی (*Prosopis juliflora*) می‌باشد که به دلیل مقاومت به شرایط نامساعد محیطی، در حوزه بیابان‌زدایی، کنترل بیولوژیک و تثبیت تپه‌های ماسه‌ای روان در مناطق جنوبی کشور حائز اهمیت است.

مواد و روش‌ها: در مطالعه حاضر، کارایی پنج مدل متمایز کننده گروهی (GLM، GBM، ANN، SRE، RF) و یک مدل پروفیل (MAXENT) و اجماع آن‌ها با رویکرد میانگین وزنی در مدل‌سازی پراکنش مکانی این گونه در منطقه مکران و تعیین مهم‌ترین عوامل محیطی مؤثر بر پراکنش هجوم مورد بررسی قرار گرفت. با ثبت ۶۳ نقطه رخداد و ۱۰۰ نقطه غیاب طی برداشت میدانی، استفاده از متغیرهای اقلیمی، فیزیوگرافی و انسانی به عنوان متغیرهای محیطی، و ارزیابی کارایی مدل‌ها با معیارهای سطح زیر منحنی، TSS، شاخص‌های حساسیت و ویژه‌انگاری پتانسیل هجوم گونه مشخص گردید.

نتایج و بحث: از میان الگوریتم‌های مجزا، با توجه به معیارهای ارزیابی مستقل از آستانه و وابسته به آستانه، دو تکنیک مبتنی بر یادگیری ماشینی شامل RF و GBM گستره مورد هجوم این گونه را با صحت و توانایی تشخیص بالاتری پیش‌بینی کردند. همچنین معیارهای صحت‌سنجی در پیش‌بینی اجماعی نسبت به تمام الگوریتم‌های مجزای مدل‌سازی میانگین بیشتری را به خود اختصاص دادند. طبق مدل اجماعی، گستره هجوم کهور پاکستانی تقریباً ۱۵ درصد از کل منطقه مورد مطالعه را به خود اختصاص داده است. پس از تعمیم مدل‌ها به

* Corresponding Author: *Email Address*. mohaddeseh.amiri@na.iut.ac.ir

http://dx.doi.org/10.48308/envs.2023.1148

http://dorl.net/dor/20.1001.1.17351324.1402.21.1.11.7

فضای جغرافیایی مشخص شد که مناطق مورد هجوم گونه به صورت نواری یکدست در سواحل دریای عمان و خلیج فارس گسترش یافته‌اند. ارزیابی اهمیت متغیرها حاکی از این بود که متغیر ارتفاع از سطح دریا با توجیه نمودن تقریباً نیمی از تغییرات در مدل اجماعی به‌عنوان مهمترین متغیر مستقل، بیشترین تأثیر را در پراکنش گونه دارد. متغیر فاصله از جاده در درجه بعدی اهمیت قرار دارد، اما جهت شیب کم اهمیت‌ترین متغیر محیطی مؤثر بر پراکنش هجوم عنوان شد. بر اساس منحنی‌های عکس‌العمل گونه، اوج احتمال حضور گونه در ارتفاع ۵۰ متری از سطح دریا و فاصله کمتر از ۵۰ متری جاده مشاهده می‌شود. همچنین در صورتیکه درجه حرارت در گرم‌ترین ماه و سردترین فصل سال به ترتیب بیش از ۳۴ و ۱۴ درجه سانتیگراد، و ضریب تغییرات بارندگی نیز بین ۱۵۰-۱۰۰ باشد، گونه حداکثر احتمال حضور را دارد.

نتیجه‌گیری: مشخص شد که الگوریتم‌های تلفیق شده در چارچوب مدل‌سازی اجماعی، صحت بالاتری را نشان دادند و نقشه‌های حاصل از پراکنش بالقوه هجوم گونه این امکان را فراهم می‌آورند تا با ارائه راهکارهای مدیریتی و طرح‌ریزی‌های حفاظتی در جهت حفاظت از گونه‌های بومی، گستره پراکنش گونه‌های مهاجم را محدود و مدیریت کرد. در واقع، از نتایج این مطالعه می‌توان به عنوان مبنایی برای پایش‌های بعدی جهت ممانعت از گسترش بیشتر گونه‌های مهاجم و ایجاد تعادلی بین برنامه‌های حفاظت از پوشش گیاهی بومی منطقه و اقدامات مدیریتی بیابان‌زدایی استفاده نمود.

واژه‌های کلیدی: گونه مهاجم، پراکنش مکانی، رویکرد اجماع، هجوم زیستی، تخریب اکوسیستم، متغیرهای محیطی.

مقدمه

گونه‌های غیربومی و بیگانه پس از ورود اتفاقی به زیستگاه جدید ممکن است توان سازش با زیستگاه جدید را نداشته و از بین بروند یا ممکن است پس از ورود به زیستگاه جدید مستقر شوند. گونه‌های استقرار یافته گاهی اثرات شاخصی از خود در اکوسیستم جدید بر جای نمی‌گذارند. اما چنانچه به واسطه رشد سریع و قدرت سازگاری بالا اثرات شاخصی بر اکوسیستم‌های طبیعی اعمال نمایند، به‌عنوان گونه مهاجم نامیده می‌شوند (Mehrabian *et al*., 2021).

ورود گونه‌های مهاجم به اکوسیستم‌های بومی سبب ایجاد خسارت‌های اقتصادی، زیست‌محیطی و مشکلاتی در سلامتی انسان (Madani *et al*., 2017) و نیز افزایش حساسیت اکوسیستم‌ها به تنش‌های مربوط به تغییر اقلیم (Panda *et al*., 2018) می‌شود. هجوم‌های زیستی سبب تغییر در ترکیب گونه‌ای، ساختار و کارکرد جامعه، تغییر در چرخه مواد غذایی، کاهش گرده‌افشانی، کاهش درصد جوانه‌زنی و تولید بذر گیاهان بومی می‌شوند و به‌عنوان یکی از محرک‌های مهم کاهش تنوع زیستی جهان و انقراض گونه‌ای شناخته شده‌اند (Amiri *et al*., 2013; McCary *et al*., 2016; Linders *et al*., 2019). بنابراین، گونه‌های مهاجم با تغییر خصوصیات اکوسیستم‌های بومی، کاهش بذر گونه‌های بومی در بانک بذر خاک (Shiferaw *et al*., 2020; Noha *et al*., 2021) و ایجاد تغییرات اکولوژیکی که ممکن است برگشت‌ناپذیر باشند از احیای موفقیت‌آمیز اکوسیستم‌ها جلوگیری می‌کنند (Panda *et al*., 2018).

ورود و استقرار یک گونه مهاجم در یک منطقه در وهله اول فقط بر اساس انتظاراتی که از دامنه بردباری آن وجود دارد، صورت می‌گیرد. اما پس از استقرار به مرور زمان، به دلیل قابلیت جابجایی آشیان، محدوده‌های دور از انتظار را نیز به تصرف خود در می‌آورد. به همین دلیل، بررسی و مدل‌سازی آشیان بوم‌شناختی گیاهان مهاجم در مقیاس‌های وسیع با در نظر گرفتن شرایط اقلیمی بومی برای کمی‌سازی صحیح جابجایی آشیان حائز اهمیت می‌باشد (Heshmati *et al*., 2019).

گونه غیربومی کهور پاکستانی به منظور ایجاد فضای سبز، تثبیت بیولوژیک ماسه‌های روان و کنترل طوفان‌های گرد و غبار در استان‌های جنوبی کشور کشت شد. این گونه علاوه بر حفاظت از طریق تاج پوشش، با ایجاد ناهمواری در سطح زمین سبب کاهش سرعت و تلاطم باد در نزدیکی سطح خاک و در نتیجه کاهش فرسایش بادی

می‌شود (Akbarian and Biniaz, 2011). جنگل‌کاری‌های گسترده و تقریباً خالص این گونه به دلیل امکان‌پذیر نمودن سکونت در روستاها، امکان چرای احشام از غلاف این درختان و اشکوب تحتانی این جنگل‌ها به دلیل استقرار گندمیان مرتعی گرمسیری و در نتیجه غنی بودن خاک از مواد آلی حاصل از تجزیه لاشبرگ درختان و حفظ رطوبت خاک اثرات عمده‌ای بر زندگی روستاییان این مناطق به لحاظ اجتماعی و اقتصادی گذاشت (Behnamfar *et al.*, 2018). اما متأسفانه علی‌رغم اینکه بذور آن از طریق آب و کود دامی انتقال می‌یابند و تنها در مناطق اطراف پراکنده می‌شوند، کهور پاکستانی به دلیل سهولت زادآوری طبیعی، مقاومت زیاد با نیازهای بوم‌شناختی کم و دارا بودن خاصیت آللوپاتی در سال‌های اخیر مناطق وسیع‌تری از جمله مراتع، نخلستان‌ها و اراضی کشاورزی را تحت تصرف خود در آورده است (Heshmati *et al.*, 2019). این گونه گیاهی به واسطه دارا بودن ریشه‌های عمیق و نیاز آبی بالا، سطح ایستابی آب زیرزمینی را کاهش داده (Soltanipour, 1993) و در مراتع مورد چرای دام در دراز مدت سبب حذف گونه‌های مرتعی مرغوب می‌شود. به علاوه با دارا بودن ریشه‌جوش و قابلیت جست‌زایی و رشد سریع و رسیدن شاخه‌های آن به پایه‌های مجاور، تاج پوششی گسترده را تشکیل می‌دهد که گیاهان اشکوب تحتانی آن که برای بقا نیازمند آب و نور هستند، حذف می‌شوند (Najafi–Tireh–Shabankareh *et al.*, 2014). این ویژگی‌های بوم‌سازگار به عقیده بسیاری از کارشناسان منابع طبیعی، کهور پاکستانی را به یک گونه مهاجم تبدیل کرده است (Zaeifi, 1996) به گونه‌ای که در فهرست سرخ اتحادیه جهانی[1] در شمار ۱۰۰ گونه مهاجم قرار گرفته است (Pasiecznik *et al.*, 2004).

کهور پاکستانی نیز مانند بسیاری از گونه‌های غیربومی کشورمان، بر اساس برنامه از پیش تعیین شده و با مطالعه قبلی با دیدگاه زیست‌محیطی و اکولوژیک وارد کشور نشده و به مرور زمان بسیاری از زیستگاه‌های طبیعی و غیرطبیعی را مورد تاخت و تاز قرار داده است. به همین دلیل اثرات تهاجمی و نامطلوب آن که در مطالعات مختلفی چون Najafi–Tireh–Shabankareh (2006)؛ Ayanu *et* Najafi–Tireh–Shabankareh *et al.* (2014)؛ *al.* (2014)؛ El-Keblawy and Abdelfatah (2014)؛ Al-Abdali *et al.* (2019) و Moslehi *et al.* (2021) به آن‌ها اشاره شد، ضرورت بررسی دامنه جغرافیایی پراکنش هجوم و اثرات تخریبی آن را در اکوسیستم‌های منطقه ایجاب می‌کند.

امروزه روش‌های مختلفی برای ارزیابی هجوم بالقوه وجود دارند، اما مطالعات کمی به طور مستقیم قابلیت پیش‌بینی مدل‌ها را برای تعیین گستره پراکنش و مدل‌سازی زیستگاه گونه‌های مهاجم به‌ویژه گونه کهور پاکستانی بررسی کرده‌اند. از جمله این پژوهش‌ها می‌توان به مطالعه Hundessa and Fufa (2016)، Wakie *et al.* (2014)، Ng *et al.* (2018)، Heshmati *et al.* (2019)، Sintayehu *et al.* (2020) و Ahmed *et al.* (2022 a, b) اشاره نمود. تعیین زیستگاه گونه‌های مهاجم می‌تواند به طور معنی‌داری هزینه‌های ریشه‌کنی و کنترل را کاهش دهد. این امر مخصوصاً زمانی ثابت می‌شود که اقدامات کنترلی تحت شرایط سرمایه و نیروی انسانی محدود انجام شود. هجوم‌های گیاهی در طیف وسیعی از شرایط زیست‌اقلیمی رخ می‌دهند و برهمکنش‌های معنی‌داری با اقلیم منطقه‌ای و جهانی دارند؛ نرخ و الگوی مکانی هجوم‌های زیستی ممکن است با دیگر تغییرات محیطی نظیر افزایش دمای هوا و تغییراتی در بارندگی در ارتباط باشد (Huang and Asner, 2009). بنابراین، جهت برآورد خطر پراکنش بعدی گونه‌های مهاجم و به حداکثر رساندن کارایی پایش، مدل‌های اقلیم گونه‌ای مورد استفاده قرار می‌گیرند (Rouget *et al.*, 2004). برای کاهش اُریبی و عدم قطعیت در فعالیت‌های مدیریتی به جای اینکه صرفاً از یک مدل پراکنش گونه‌ای استفاده شود، نقشه‌های اجماعی که

مناطق توافق بین پیش‌بینی‌های مدل‌های مختلف را نشان می‌دهند، به کار می‌روند (Amiri *et al*., 2019). به دلیل این واقعیت که مدل‌های اجماعی بر مناطق مشترکی از توافق بین مدل‌های مجزا تأکید می‌کنند و بیشتر می‌توانند طیف وسیعی از الگوریتم‌ها را تطبیق دهند، پراکنش گونه را به طور واقعی‌تری شبیه‌سازی می‌کنند (Stohlgren *et al*., 2010). پیش‌فرض استفاده از تمامی مدل‌های پراکنش گونه‌ای این می‌باشد که بدون در نظر گرفتن عواملی نظیر مهاجرت، برهمکنش‌های زیستی و غیره، گونه با عوامل محیطی مورد نظر در تعادل می‌باشد. همچنین، در این مطالعه فرض شده است که روش‌های مدل‌سازی صحت مناسبی جهت بررسی رویشگاه‌های بالقوه کهور پاکستانی دارند و کارایی مدل‌های مورد بررسی جهت تولید نقشه پیش‌بینی رویشگاه گونه متفاوت است. با توجه به مطالب گفته شده، اهداف اصلی مطالعه عبارتند از: (۱) کاربرد مدل‌سازی پراکنش گونه‌ای در نقشه‌برداری و مدل‌سازی پراکنش مکانی هجوم کهور پاکستانی؛ (۲) تست کردن اینکه آیا چارچوب مدل‌سازی اجماعی، پیش‌بینی‌های صحیح‌تری از پراکنش این گونه گیاهی نسبت به مدل‌های مجزا ایجاد می‌کنند.

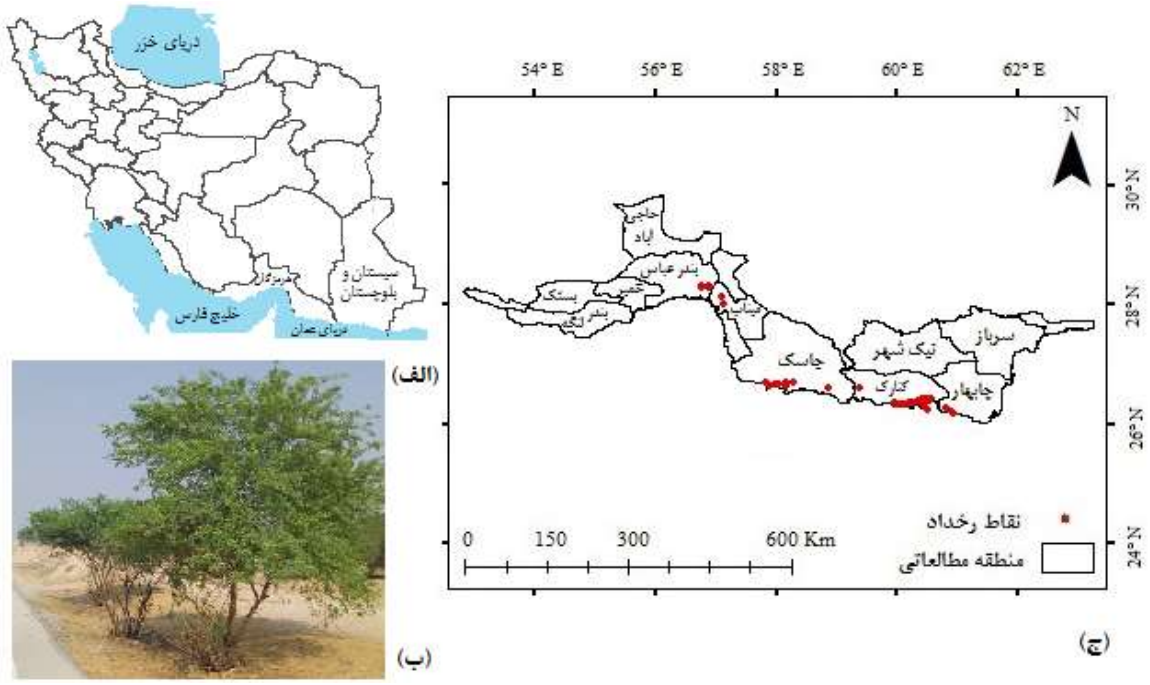
مواد و روش‌ها

معرفی منطقه و گونه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه با مساحت تقریبی ۱۳۰۰۰۰ کیلومتر مربع، بخشی از سواحل مکران (مُکران یا مکوران) می‌باشد که استان هرمزگان و جنوب سیستان و بلوچستان را در برمی‌گیرد. مکران از نظر بستر جغرافیایی سرزمینی ساحلی در کرانه‌های شمالی دریای عمان است که در مرزهای خشکی جنوب‌شرقی ایران و جنوب‌غربی پاکستان واقع شده است (شکل ۱-الف). استان‌های هرمزگان و سیستان و بلوچستان به علت قرار گرفتن در عرض جغرافیایی پایین دارای آب و هوای گرم و خشک و از نظر طبقه‌بندی کوپن دارای اقلیم بیابانی و نیمه‌بیابانی می‌باشند. در دامنه‌های جنوبی مکران، گرمای هوا در ماه‌های تیر و مرداد بسیار زیاد است، به‌گونه‌ای که حداکثر دمای مطلق به بیش از ۴۵ درجه سانتیگراد افزایش می‌یابد (Tavousi and Yari, 2013). هوای نوار ساحلی در تابستان‌ها بسیار گرم و مرطوب است و گاهی دما از ۵۲ درجه سانتیگراد تجاوز می‌کند. بارندگی در استان هرمزگان کمتر از ۲۰۰ میلی‌متر و در سیستان و بلوچستان ۱۴۶/۴ میلی‌متر و اغلب به صورت رگبار می‌باشد. متوسط درجه حرارت سالانه در این دو استان نیز به ترتیب ۲۶/۶ و ۲۲/۶ درجه سانتیگراد است (Tavousi and Yari, 2013; Eskandari Damaneh *et al*., 2020). بخش ساحلی مکران دارای رسوبات مخلوط سیلیسی-آواری و کربناته، ماسه سنگ و مارن می‌باشد (Ahrari Roudi *et al*., 2011). منطقه مورد مطالعه از نظر پوشش گیاهی در منطقه رویشی خلیج عمانی واقع شده است. در سواحل استان هرمزگان در چهار حوزه رویشگاهی خمیر، تیاب، سیریک و جاسک، جنگل‌های مانگرو متشکل از گونه‌های حرا (*Avicennia marina*) و چندل (*Rhizophora mucronata*) و در محدوده مناطق بیابانی آن جوامع گیاهی هالوفیت به چشم می‌خورند (Mafi-Gholami and Jafari, 2021). گیاهان غالب سیستان و بلوچستان نیز خرمای وحشی (داز)، کهور ایرانی، کهور پاکستانی، کنار، آکاسیا، کلیر، استبرق، حرا و انار شیطان می‌باشند (Sabeti, 2008; Zare Bidaki and Mollakhalili, 2014).

گونه مورد مطالعه (شکل ۲-ب) از جنس *Prosopis*، متعلق به زیرخانواده Mimosoideae و خانواده Fabaceae است. این جنس در جهان دارای ۴۵ گونه است که اغلب آن‌ها بومی آمریکا هستند (Kiani *et al*., 2020). گونه *Prosopis juliflora* تا ارتفاع ۱۰ متری رشد می‌کند و در شرایط مساعد محیطی به ارتفاع ۱۳ متر و یا بیشتر می‌رسد (Najafi–Tireh–Shabankareh, 2006). این گیاه غیربومی

در آب و هوای گرم و مرطوب رویش داشته، گرمای بالای ۵۰ درجه سانتی‌گراد را تحمل می‌کند، به سرما بسیار حساس و آسیب‌پذیر است و برای رشد به دمای متوسط بیش از ۲ درجه سانتی‌گراد در سردترین ماه نیاز دارد (Akrimi, 1990). سازگاری با دمای بالا و کمبود رطوبت، رشد سریع و مقاومت در برابر شوری تا ۱۰-۸ دسی‌زیمنس بر متر (Rad *et al*., 2020) و پوشش دادن سطح خاک به واسطه دارا بودن تاج گسترده از دیگر ویژگی‌های مؤثر آن در کاهش فرسایش بادی و عدم برداشت سطح خاک می‌باشد (Keshavarzi *et al*., 2016; Behnamfar *et al*., 2018). در سواحل خلیج فارس و دریای عمان در نواحی پست ساحلی از خوزستان تا چابهار گسترش داشته، نهال‌کاری آن به منظور جلوگیری از فرسایش بادی، بیابان‌زدایی، تثبیت شن و ماسه‌های روان در تمام فصول سال به استثنای فصل گرم انجام می‌شود. به دلیل موفقیت کهور پاکستانی بر گونه‌های دیگر جنس کهور و دیگر درختان جنگلی جهت نهال‌کاری در دمای بالا، برخی متخصصین محیط زیست از حضور آن بیم داشته و خواستار قلع و قمع و ممانعت از کشت آن شده‌اند. اما اکثر دست‌اندرکاران امور جنگل و تثبیت شن‌های روان به دلیل مقاومت بالای این گونه به شرایط نامساعد محیطی، خواستار ادامه کشت آن هستند (Jazirehi, 2002; Akbarian and Biniaz, 2011).



شکل ۱- (الف) موقعیت منطقه مورد مطالعه در ایران، (ب) گیاه کهور پاکستانی و (ج) نقاط رخداد آن در سطح استان‌های سیستان و بلوچستان و هرمزگان

Fig. 1- (a) Location of the study area in Iran, (b) *Prosopis juliflora*, and (c) its occurrence points in Sistan and Baluchestan and Hormozgan provinces

نمونه‌برداری

به منظور اجتناب از خودهمبستگی مکانی از شاخص Moran استفاده شد و میزان خودهمبستگی میان نقاط حضور بررسی شد. در نهایت مشخص گردید که به منظور حذف خودهمبستگی لازم بود نقاط حضور همسان تا شعاع یک کیلومتری حذف گردند و در نهایت ۶۳ نقطه رخداد (شکل ۱-ج) و ۱۰۰ نقطه غیاب *P. juliflora* با مختصات جغرافیایی وارد فرآیند مدل‌سازی شدند. ما از یک رویکرد نمونه‌برداری هدف بر اساس دانش محلی استفاده کردیم. جوامع محلی و کارمندان ادارات منابع طبیعی که دانش دقیقی از گیاهان بومی، جاده‌ها و مکان‌های هجوم این گونه داشتند، فرآیند نمونه‌برداری و جمع‌آوری داده‌ها را تسهیل

کردند. مکان‌های رخدادهای گونه یک کیلومتر از هم فاصله داشتند. این رویکرد علاوه بر اجتناب از تکرار رکوردهای نمونه، در کنار فیلتر مکانی داده‌های رخداد امکان می‌دهد که خودهمبستگی مکانی و در نتیجه برازش بیش از حد مدل کاهش یابد. از آنجاییکه استقلال مجموعه داده‌های تعلیمی و تست بسیار مهم و حیاتی می‌باشد، ساخت و کالیبره کردن مدل‌ها با انتخاب تصادفی ۷۵ درصد از داده-های رخداد و ارزیابی و صحت‌سنجی آن‌ها نیز با ۲۵ درصد باقیمانده داده‌ها صورت گرفت.

انتخاب متغیرهای محیطی

به دلیل اثرات اکولوژیکی معنی‌داری که عناصر اقلیمی و فیزیوگرافی بر استقرار و پراکنش گونه‌های گیاهی دارند، نوزده متغیر زیست‌اقلیمی از مجموعه داده چلسا، با قدرت تفکیک مکانی ۳۰ آرک ثانیه معادل تقریباً یک کیلومتر دانلود شدند (https://chelsa-climate.org). داده‌های این پایگاه در برگیرنده حداقل، حداکثر و میانگین بارندگی (Bio12-Bio19) و درجه حرارت ایستگاه‌ها (Bio1-Bio11) برای سال‌های ۲۰۱۳-۱۹۷۹ می‌باشند که پس از جمع‌آوری با استفاده از روش‌های دقیقی برای کل جهان میانیابی شده‌اند. تابع "con" از ابزار Raster Calculator برای مقادیر فاقد داده به کار رفت. مدل رقومی ارتفاعی[۵] حاصل از SRTM[۶] با قدرت تفکیک مکانی ۹۰ متر (http://srtm.csi.cgiar.org) برای تولید لایه‌های ارتفاع، شیب و جهت به کار رفت. همه متغیرهای فیزیوگرافی با تکنیک نزدیک‌ترین همسایه به قدرت تفکیک مکانی یک کیلومتر ریسمپل شدند تا با قدرت تفکیک سایر متغیرهای مستقل مطابقت داشته باشند.

با هدف بررسی تأثیر رطوبت و توده‌های پر فشار وارد شده از دریاهای جنوب (دریای عمان، خلیج فارس و دریای سرخ) و از آنجاییکه عوامل غیر اقلیمی مرتبط با فعالیت-های انسانی مانند جاده‌سازی سبب تسهیل ورود این گونه به مناطق جدید و افزایش هجوم‌پذیری می‌شوند (Dakhil *et al.*, 2021) نقشه‌های فاصله از دریا و فاصله از جاده با استفاده از مختصات طول و عرض جغرافیایی و مدل رقومی ارتفاع و ابزار فاصله اقلیدسی[۷] به‌دست آمدند. نرم-افزارهای ENVI5.1 و ArcMap10.3 برای آماده‌سازی لایه‌های متغیرهای محیطی به صورت نقشه‌های رستری یک کیلومتری به کار رفتند.

تست هم‌خطی بودن برای بررسی همبستگی تقاطعی و ایجاد مدلی که کارایی بهتری با تعداد متغیرهای کمتر داشته باشد، با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون (r) انجام شد. از هر جفت متغیر با همبستگی زیاد (r <۰/۸ >۰/۸-)، یکی از آن‌ها با توجه به اهمیت اکولوژیک در پراکنش و استقرار گونه و سهولت تفسیر در مدل گنجانده شد (Stohlgren *et al.*, 2010; Wakie *et al.*, 2014; Shrestha *et al.*, 2018). پس از حذف لایه‌های غیر ضروری و با همبستگی بالا، تعداد متغیرهای مستقل بالقوه به هشت متغیر با حداقل همبستگی کاهش یافت. در مجموع، متغیرهای Bio5 (حداکثر دمای گرمترین ماه) و Bio11 (میانگین دمای سردترین فصل) به عنوان متغیرهای مستقلی برای انرژی حرارتی مؤثر بر رشد و پراکنش، Bio15 (تغییرات فصلی بارندگی) و Bio18 (بارندگی گرمترین فصل) به‌عنوان متغیرهای مستقلی برای ارزیابی تأثیر رطوبت، ارتفاع، جهت و فاصله از دریا به‌عنوان متغیرهای فیزیوگرافی و فاصله از جاده نیز به-عنوان متغیر انسانی انتخاب شدند.

مدل‌سازی و ارزیابی مدل‌ها

طبق نتایج مطالعات اخیر پیرامون مقایسه مدل‌ها و کاربرد آن‌ها در چندین مطالعه اکولوژیکی، شش مدل همبسته که از صحت و دقت بالاتری برخوردار بوده و تجانس بیشتری با هم داشتند، با استفاده از متغیرهای غیرهمبسته، نقاط رخداد گونه و نقاط غیاب برای ایجاد مدل‌های آشیان اکولوژیک به کار رفتند. این مدل‌ها که دامنه وسیعی از رویکردهای تحلیلی را نشان می‌دهند و

کاربرد وسیعی در مدل‌سازی پراکنش گونه‌ای دارند، شامل یک مدل فازی (SRE)، یک مدل رگرسیونی (GLM) و چهار مدل یادگیری ماشینی (RF، ANN، GBM و MAXENT) می‌باشند. جهت افزایش دقت و کارایی، ده تکرار برای هر مدل در نظر گرفته شد. آنالیزها در نرم‌افزار R4.0.3 انجام و مدل‌ها در بسته Biomod2 یکپارچه شدند. مدل‌ها شایستگی زیستگاهی برای گونه را برآورد می‌کنند که از صفر (نامناسب) تا یک (زیستگاه مطلوب) متغیرند. بسته Biomod2 به منظور ارزیابی اهمیت متغیرها برای تمام تکنیک‌های مدل‌سازی به طور جداگانه کالیبره شد. هدف تعیین این بود که کدام عوامل محیطی تأثیر زیادی بر هجوم گونه در مقیاس محلی دارند.

اعتبارسنجی مرحله مهمی در تمام مدل‌سازی‌هاست. در این مطالعه، احتمال وقوع با استفاده از رویکرد برابرسازی حساسیت-ویژه‌انگاری که در اکولوژی رایج است، به منظور انتخاب آستانه‌های پیش‌بینی هر مدل به پیش-بینی‌های جفتی حضور-غیاب تبدیل شد. برای ارزیابی و پیش‌بینی انطباق نقشه‌های واقعی، آماره TSS نیز محاسبه گردید. TSS خطاهای کمیسیون و خطاهای اُمیسیون که از ۱- تا ۱+ متغیرند را در نظر می‌گیرد، در اینجا ۱+ توافق کامل و امتیازات از ۰/۷ تا ۰/۹ عملکرد متوسط تا خوب مدل را نشان می‌دهند. مقادیر صفر یا منفی نیز کارایی را نشان می‌دهند که از حالت تصادف بهتر نیستند (Allouche *et al.*, 2006; Rahmati *et al.*, 2020). علاوه بر استفاده از شاخص‌های وابسته به آستانه فوق، منحنی ROC نیز ترسیم گردید. در بیان تحلیلی این منحنی، معیار AUC به این صورت محاسبه می‌شود:

$$AUC = \int_0^1 f(FPR)dFPR = 1 - \int_0^1 f(TPR)dTPR \quad (۱)$$

سطح زیر منحنی (AUC) از صفر تا یک متغیر است که هر چه مقدار آن بیشتر باشد، مدل عملکرد بهتری دارد (Rahmati *et al.*, 2020).

برازش مدل اجماعی

الگوریتم‌های مدل‌سازی می‌توانند به آسانی در چارچوب مدل‌سازی اجماعی با هم تلفیق شوند. هم‌اکنون روش‌های مختلف اجماع وجود دارند، اما پیش‌بینی‌های زیستگاه گونه با استفاده از رویکرد ساده میانگین وزنی که به خروجی هر مدل طبق عملکرد پیش‌بینی آن وزن می‌دهد، با هم ترکیب شدند. روش مبتنی بر الگوریتم تابع میانگین احتمالاً صحت پیش‌بینی‌های پراکنش گونه‌ای را افزایش می‌دهد. برای درک کامل دلایل و نتایج مدل اجماعی، به مطالعه وسیع‌تری نیاز است تا مشخص کند که کدام جنبه‌های مدل اجماعی بیشترین تأثیر را بر پیش‌بینی-های پراکنش گونه‌ای دارند.

ما پتانسیل ترکیب چند روش مدل‌سازی مستقل اما مکمل را برای افزایش صحت متغیرهای مستقل و پیش-بینی کننده مکانی تست کردیم. نتایج تکنیک‌های مدل-سازی با استفاده از رویکرد میانگین وزنی نقشه‌های حاصل از زیستگاه‌های مجزا بر اساس AUC ترکیب شدند تا پراکنش‌های اجماعی بالقوه را ایجاد کنند. مدل‌های تولید شده با استفاده از رویکرد میانگین وزنی در یک مدل اجماع آشیان اکولوژیکی برای گونه به صورت زیر با هم ترکیب شدند:

$$g_i(x) = \sum_{i=1}^{10} W_i . P_i(x) \quad (۲)$$

$$(x) = \sum_{i=1}^{5} W_i . g_i(x) \quad (۳)$$

در اینجا $g_i(x)$ مدل مجزای وزنی، $P_i(x)$ سطح احتمال به وجود آمده توسط یک مدل مجزا، W_i (i) وزن تعیین شده برای هر مدل مجزا (i) یا نسبتی از مقدار AUC آن مدل به کل مقدار AUC مدل‌های مجزا و c(x) مدل اجماعی وزن‌بندی شده نهایی می‌باشد (Masocha and Dube, 2018). امتیازات اجماعی در خروجی مدل، درجه توافق مدل‌ها را نشان می‌دهند. در مدل اجماعی، پیکسلی با مقدار صفر نشان می‌دهد که هیچ یک از تکنیک‌های

مدل‌سازی آن سطح را به عنوان زیستگاه مناسب تعیین نمی‌کنند، در حالیکه عدد یک نشان می‌دهد که تمامی تکنیک‌های مدل‌سازی آن سطح را به عنوان زیستگاه مناسب و شایسته در نظر می‌گیرند.

نتایج و بحث

توانایی مدل‌ها در تشخیص زیستگاه بالقوه گونه متفاوت می‌باشد. همانگونه که در مطالعه Elith *et al.* (2006) نشان داده شد، تمام مدل‌ها اختلافاتی را در پیش‌بینی‌های مکانی زیستگاه نشان دادند که این امر عدم قطعیت ذاتی بین مدل‌ها را منعکس می‌کند. شواهدی پیرامون مقایسه رویکردهای مختلف مدل‌سازی نیز حاکی از این می‌باشد که صحت پیش‌بینی بین الگوریتم‌های مختلف مدل‌سازی می‌تواند اساساً متفاوت باشد (Kumar *et al.*, 2009; Dobrowski *et al.*, 2011).

به طور کلی تمام مدل‌ها برای تشخیص کهور کارایی خوبی دارند و به ما در مورد صحت‌های کلی نقشه‌های پراکنش بالقوه اطمینان می‌دهند. بر اساس معیارهای صحت‌سنجی، از بین پنج مدل متمایز کننده گروهی و یک مدل پروفیل به کار رفته، RF و سپس GBM گستره پراکنش این گونه مهاجم را با صحت و توانایی تشخیص بالاتری در مقایسه با مدل‌های دیگر به‌ویژه مدل SRE پیش بینی می‌کنند (جدول ۱). به عبارت دیگر این روش‌ها خطای کمتری را در تعیین مناطق مناسب و نامناسب پراکنش بالقوه برای حضور گونه نشان دادند. Ng *et al.* (2018) و Ahmed *et al.* (2022a) نیز عملکرد عالی مدل RF و مقادیر بالای شاخص‌های صحت‌سنجی را برای مدل‌سازی هجوم کهور پاکستانی ارزیابی کردند.

همچنین معیارهای صحت‌سنجی در پیش‌بینی اجماعی نسبت به تمام الگوریتم‌های مجزای مدل‌سازی میانگین بیشتری را به خود اختصاص دادند. البته کارایی روش اجماع زمانی حداکثر است که تمامی مدل‌های به کار رفته در آن از دقت و صحت بالایی برخوردار باشند، چون در غیر این صورت ضعف یک مدل سبب پایین آمدن کارایی سایر مدل‌ها می‌شود (Araújo and New, 2007). مطالعه Ng *et al.* (2018) نیز نشان داد که مدل ترکیبی برای آنالیز خطر هجوم کهور پاکستانی و کاهش عدم قطعیت نسبت به مدل‌های تطبیقی مجزای گونه- محیط قدرتمندتر می‌باشد.

جدول ۱- مقادیر آماره‌های ارزیابی در مدل‌های اجرا شده

Table 1. Values of evaluation statistics in implemented models

مدل اجماعی Ensemble	MAXENT	RF	SRE	ANN	GBM	GLM	
0.996	0.904	0.989	0.825	0.971	0.987	0.939	AUC
0.989	0.808	0.958	0.65	0.921	0.962	0.871	TSS
100	87.5	100	69.16	98.33	100	91.67	حساسیت (Sensitivity)
98.97	93.33	95.83	95.83	93.33	96.25	85.83	ویژه‌انگاری (Specificity)

اهمیت یا سهم نسبی هر یک از متغیرهای محیطی مورد استفاده در فرآیند مدل‌سازی یا میزان تأثیری که بر اساس نتایج آنالیز حساسیت در خروجی مدل داشته‌اند برای هر یک از مدل‌ها گزارش شده است (جدول ۲). به واسطه نوع الگوریتم مورد استفاده در هر مدل، درجه اهمیت اکولوژیکی متغیرها در مدل‌های مختلف با هم متفاوت است، زیرا همانگونه که قبلاً ذکر شد، ماهیت مدل‌های مورد استفاده در این مطالعه از نوع همبسته می‌باشد، یعنی برای به‌دست آوردن بهترین پیش‌بینی از مکان‌های حضور گونه به کار می‌روند؛ عواملی که به عنوان عوامل مهم در بررسی پراکنش گونه معرفی می‌شوند، الزاماً با حضور گونه رابطه علت و معلولی ندارند. ارتباطی که بین متغیرهای پیش‌بینی کننده و پراکنش هجوم نیز برقرار شد، صرفاً بر اساس مشاهدات تجربی بوده و نمی‌توان این

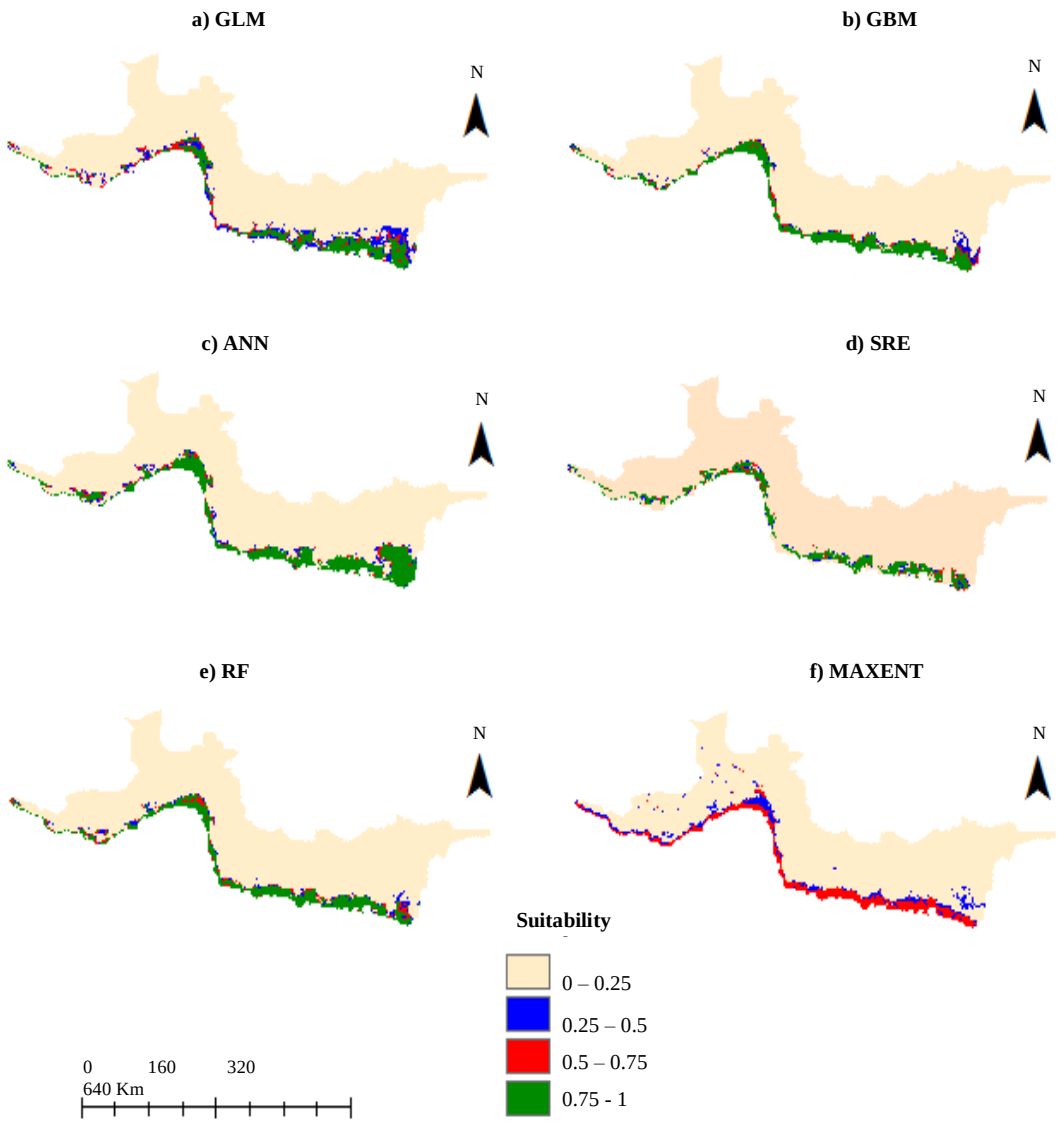
متغیرها را به عنوان علت تفسیر کرد، بلکه عواملی هستند که صحت پیش‌بینی مدل را افزایش می‌دهند (Heshmati *et al.*, 2019). مهمترین متغیر مستقل محیطی ارتفاع از سطح دریا می‌باشد، به‌طوری‌که نزدیک به نیمی از تغییرات را در مدل اجماعی توجیه نموده است. سپس در اولویت‌های بعدی به ترتیب فاصله از جاده، Bio5، Bio11 و Bio18 قرار دارند. متغیرهای Bio15 و فاصله از دریا با درجه اهمیت تقریباً مشابه و نیز جهت شیب کمترین تأثیر را در عملکرد مدل تهاجمی گونه در منطقه دارند. در مطالعه Ahmed *et al.* (2022b) و Wakie *et al.* (2014) نیز کارایی بالای متغیرهای توپو-اقلیمی برای مدل‌سازی پراکنش هجوم این گونه اثبات شد.

جدول ۲- درصد اهمیت متغیرهای شرکت کننده در مدل‌سازی

Table 2. Importance of variables in modeling

مدل اجماعی (Ensemble)	MAXENT	RF	SRE	ANN	GBM	GLM	
42.10	18.35	37.60	24.62	87.33	45.90	38.79	ارتفاع Altitude
2.52	4.41	0.20	5.56	3.94	0.12	0.92	جهت Aspect
5.91	7.35	5.35	14.19	1.53	0.53	6.49	میانگین دمای سردترین فصل Bio11
3.66	1.99	2.11	12.96	0.94	0.48	3.49	تغییرات فصلی بارندگی Bio15
4.73	2.47	2.05	5.71	2.82	2.99	10.32	بارندگی گرمترین فصل Bio18
5.96	6.41	5.67	10.28	0.00	1.14	12.25	حداکثر دمای گرمترین ماه Bio5
31.78	48.68	43.49	24.82	0.00	48.41	25.26	فاصله از جاده Distance to road
3.34	10.32	3.53	1.86	1.45	0.42	2.49	فاصله از دریا Distance to sea

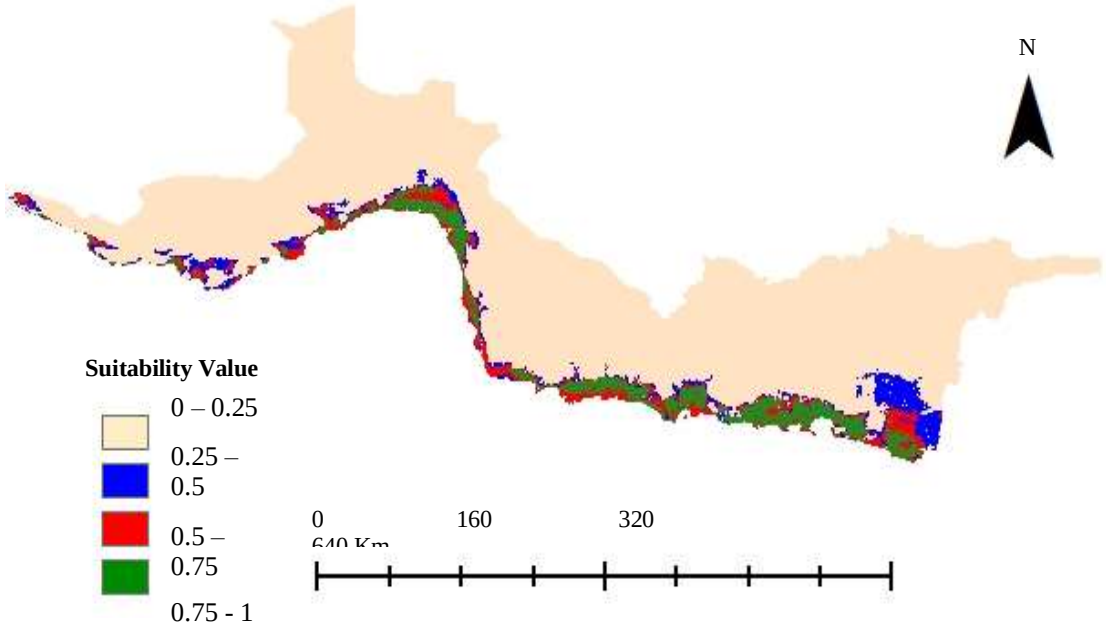
با استفاده از معادلات برازش داده شده برای هر یک از مدل‌ها، دامنه بالقوه رویشگاه مدل‌سازی شده گونه بر مبنای نیازهای محیطی آن و با استفاده از الگوریتم‌های مدل‌سازی مذکور تهیه شد. به عبارتی، نقشه‌های احتمال رخداد گونه پس از تعمیم مدل‌ها از فضای ریاضی به فضای جغرافیایی تهیه شدند تا پراکنش گونه را تحت شرایط فعلی نشان دهند (شکل ۲). در تعیین دامنه بالقوه زیستگاه توسط مدل‌های مختلف، عدم قطعیت-های مکانی نتوانستند به طور کامل حذف شوند. به عبارت دیگر، سطح کلی زیستگاه‌های مناسب با استفاده از مدل‌های مختلف متفاوت است که به دلیل تفاوت در الگوریتم‌های مختلف مدل‌ها و نیازهای داده‌ای خاص آن‌ها می‌باشد. علی‌رغم اینکه نقشه‌های شایستگی زیستگاه یا الگوهای مکانی در احتمال وقوع پیش‌بینی شده بین الگوریتم‌های مدل متفاوت می‌باشد، اما در بیشتر قسمت‌ها با هم همپوشانی دارند. مدل‌ها توزیع احتمالی را بیان می‌کنند که هر سلول شبکه شایستگی پیش‌بینی شده‌ای از شرایط این گونه را دارد. مناطق با امتیازات بیشتر شایستگی زیستگاه، خطر بیشتری را نشان می‌دهند. برای درک بهتر تأثیر عوامل اقلیمی، فیزیوگرافی و عوامل انسانی، مقادیر شایستگی به چهار کلاس زیستگاه بالقوه، به اختصار با پتانسیل بالا (>۰/۷۵)، پتانسیل خوب (۰/۵-۰/۷۵)، پتانسیل متوسط (۰/۰-۲۵/۵) و پتانسیل کم (<۰/۲۵) طبقه‌بندی شدند. اگرچه پتانسیل پیش‌بینی مدل‌های مجزا با هم متفاوت است، همانگونه که در جدول ۱ نیز نشان داده شده است، سطحی که زیستگاه مناسب (هم زیستگاه‌های قبلی و هم زیستگاه‌هایی که هنوز اشغال نشده‌اند) پیش‌بینی شده است، با اکولوژی گونه و داده‌های برداشت میدانی در تمام مدل‌ها با هم مطابقت داشت.



شکل....

Fig. 2-

با استفاده از تکنیک اجماع و جمع‌بندی نتایج حاصل از تمامی مدل‌های برازش داده شده، یک نقشه از مناطق مناسب برای پراکنش گونه مدل‌سازی شد (شکل ۳). مطابق مدل اجماعی و بر اساس آستانه‌ای که حساسیت و ویژه‌انگاری را با هم برابر می‌سازد (تعداد مثبت‌های کاذب برابر با تعداد منفی‌های کاذب)، امتیازات پیوسته شایستگی یا خروجی مدل را به پیش‌بینی‌های حضور یا غیاب تبدیل می‌کنند. در واقع، مکان‌هایی که در آن‌ها امتیازات شایستگی پیش‌بینی شده بالاتر از آستانه هستند، به‌عنوان حضور پیش‌بینی می‌شوند، در حالیکه امتیازاتی که کمتر هستند، غیاب‌ها را پیش‌بینی می‌کنند (Stohlgren *et al.*, 2010; Jones, 2012). بر این اساس، مساحت حضور و غیاب بالقوه گونه در منطقه مطالعاتی به ترتیب برابر ۱۹۶۳۸ و ۱۱۰۳۶۲ کیلومترمربع می‌باشند. گستره مورد هجوم کهور پاکستانی ۱۵/۱ درصد از کل منطقه را به خود اختصاص داده‌اند و به صورت نواری یکدست در سواحل دریای عمان و خلیج فارس گسترش یافته‌اند. در این مناطق، می‌توان حضور این گونه را در قالب جوامع خالص و گاهی همراه با گونه‌های دیگر مشاهده نمود.

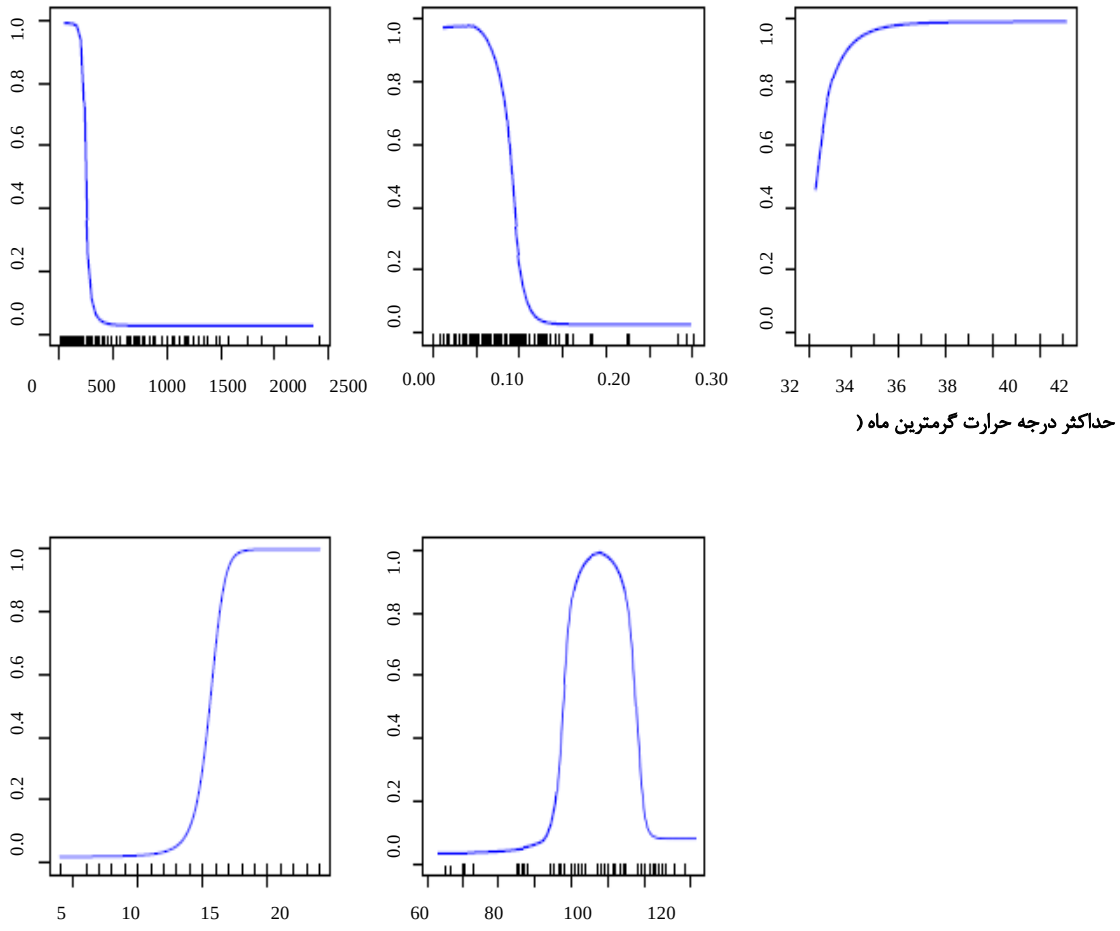


شکل ۳- گستره هجوم کهور پاکستانی در منطقه مکران حاصل از مدل اجماعی

Fig. 3- *Prosopis juliflora* habitats in Makuran region obtained from ensemble model

در منحنی‌های عکس‌العمل، محور عمودی، احتمال حضور گونه و محور افقی، مقدار متغیر محیطی را نشان می‌دهد. بر اساس منحنی‌های عکس‌العمل گونه (شکل ۴)، اوج حضور گونه در ارتفاع ۵۰ متری از سطح دریا مشاهده شد و در ارتفاعات بیشتر، حضور گونه به صفر می‌رسد. اگرچه با توجه به مهمترین مکانیسم پراکنش بذور کهور پاکستانی که از نوع اندوزوکوری[۸] می‌باشد و امکان انتقال آن‌ها به ارتفاعات توسط دام‌ها وجود دارد، در ارتفاعات، وزش باد و درجه حرارت پایین به سبب حساسیت کهور پاکستانی به سرما رشد آن را محدود می‌کنند (Shiferaw *et al.*, 2019). در مکان‌هایی که فاصله‌شان تا جاده از ۵۰ متر بیشتر باشد، گونه دیده نمی‌شود. این امر می‌تواند به این دلیل باشد که عمده نهال‌کاری‌های کهور پاکستانی در فرآیندهای بیابان‌زدایی در منطقه (تحت عنوان پروژه‌های احداث کمربند سبز) با هدف جلوگیری از هجوم شن‌های روان و پوشاندن سطح جاده‌ها به صورت آرایش خطی در یک تا نهایتاً دو ردیف در اطراف جاده‌ها توسعه یافته است. ذکر این نکته ضروری است که عملکرد گونه در واکنش با فاصله از جاده، ارتباطی با آشیان اکولوژیکی گونه نداشته و صرفاً به عنوان یک فاکتور اقتصادی-اجتماعی پراکنش گونه را تحت تأثیر قرار داده است. در مطالعه Treydte *et al.* (2014) و Ng *et al.* (2018) نیز مشخص شد که سایت‌های مطالعاتی هجوم در مجاورت و امتداد جاده‌های اصلی قرار داشتند. زمانی‌که حداکثر درجه حرارت در گرم‌ترین ماه سال از ۳۲ درجه سانتیگراد بیشتر شود، حضور گونه افزایش می‌یابد، به‌طوری‌که در بالاتر از ۳۴ درجه سانتیگراد، حداکثر حضور گونه مشاهده می‌گردد. ارتباط مثبت و معنی‌دار هجوم کهور پاکستانی با درجه حرارت در مطالعه Ilukor *et al.* (2014) نیز اثبات شد. همچنین Saleh and Ameen (2014) دریافتند که این گونه مقاوم به خشکی و کم آبی است و درجه حرارت-های بالا در مناطق خشک و نیمه‌خشک را تا ۵۳ درجه سانتیگراد تحمل می‌کند. یکی از روش‌های سازگاری این گیاه در برابر درجه حرارت بالا، رشد محدود برگ‌ها به دلیل ویژگی‌های ژنتیکی و فیزیولوژیکی جهت کاهش میزان تعرق است (Ghanbari, 2018). در صورتیکه متوسط درجه حرارت در سردترین فصل از ۱۴ درجه سانتیگراد کمتر باشد، گونه مشاهده نمی‌شود، اما در بالاتر

از آن حضور گونه به حداکثر می‌رسد که با یافته‌های Pasiecznik *et al.* (2001) مبنی بر اینکه میانگین حداقل درجه حرارت یکی از عوامل محدود کننده پراکنش گونه‌های جنس *Prosopis* می‌باشد، مطابقت دارد. در این درخت ریشه‌های اصلی با گسترش ۳۵ متر یا بیشتر در عمق زمین و ریشه‌های جانبی با گسترش حداکثر نیم متری مشاهده می‌شوند. به همین دلیل این گونه در مناطق با بارندگی حداقل ۵۰ میلیمتر مشاهده می‌شود (Ghanbari, 2018). اما با توجه به منحنی عکس‌العمل گونه نسبت به ضریب تغییرات بارندگی مشخص شد که چنانچه ضریب تغییرات بارندگی بین ۱۵۰-۱۰۰ باشد اوج حضور گونه مشاهده می‌شود، ولی خارج از این محدوده گونه عملاً حضور ندارد. نتایج مشابهی در کنیای شرقی نشان داد که توزیع بارندگی به دلیل اینکه عامل محدود کننده اصلی در تولید زیتوده است، در هجوم کهور پاکستانی اهمیت بسیاری دارد (Kyuma *et al.*, 2016).



شکل ۴- منحنی‌های عکس‌العمل گونه نسبت به مهمترین متغیرهای محیطی

Fig. 4- Species response curves to the most important environmental factors

نتیجه‌گیری

این مطالعه با هدف پیش‌بینی تأثیر برخی عوامل محیطی بر پراکنش کهور پاکستانی و شناسایی مناطق بالقوه هجوم این گونه از طریق مرتبط نمودن پراکنش‌های فعلی آن متناسب با شرایط اقلیمی، فیزیوگرافی و عوامل انسانی و بر اساس مفهوم میدان اکولوژیک انجام شد. در واقع علاوه

بر عوامل اکولوژیک، عوامل انسانی نیز به عنوان یک عنصر تجزیه‌ناپذیر از فرآیندهای اکوسیستمی در نظر گرفته شدند. بر این اساس، متغیرهای اقلیمی میانگین دمای سردترین فصل، حداکثر دمای گرمترین ماه، تغییرات فصلی بارندگی و بارندگی گرمترین فصل، متغیرهای فیزیوگرافی ارتفاع، جهت، فاصله از دریا و متغیر انسانی فاصله از جاده به‌عنوان عوامل محیطی لحاظ شدند. در این مطالعه با تأکید بر مدل رویکرد تلفیقی، تفاوت‌های بین شش الگوریتم مورد استفاده و نواقص بالقوه آن‌ها شناسایی شده و خطای روش مدل‌سازی به حداقل رسیده است. نتایج نشان داد که خروجی مدل اجماعی مطابقت بیشتری با مشاهدات میدانی و پوشش کهور پاکستانی داشت. در این گونه مطالعات، شناخت صحیحی از نیاز اکولوژیک، قابلیت رقابت گونه، رشد مجدد سریع از جوانه-های رویشی و بذور زنده در بانک بذر خاک به کنترل و کاهش فشار آن‌ها به جای ریشه‌کنی کمک می‌کند. مناطق خالی عاری از رقیب با تنوع گیاهی کم، از مهم‌ترین عوامل موفقیت برای کهور پاکستانی و هر گونه مهاجم دیگر محسوب می‌شود. کهور پاکستانی به محض غالب شدن در منطقه، به دلایل متعددی چون جذب عناصر غذایی در زیر تاج آن، تثبیت عناصر غذایی توسط گیاهان و جانداران همزیست، استفاده کارآمد از نور و توان رقابتی بالا، گونه‌های گیاهی دیگر را در آستانه نابودی قرار می-دهد. همچنین به واسطه داشتن سیستم‌های ریشه‌ای عمیق و تشکیل بیشه‌های غیر قابل نفوذ، سبب انسداد آبیاری و عدم رسیدن آب به سایر گیاهان و در نتیجه حذف گونه‌های علفی می‌شود. این حالت در مقام رقابت با از بین بردن گیاهان علفی سبب تشدید فرسایش خاک و کاهش تنوع زیستی می‌گردد. وجود ترکیبات آللوشیمیایی و اثرات بازدارنده آنها بر جوانه‌زنی و رشد گیاهان همزیست نیز قدرت رقابت کهور را تشدید می‌کند.

بنابراین تشخیص این گونه در مراحل اولیه هجوم و نقشه-برداری پراکنش آن برای مدیریت مقرون به صرفه و دوام منابع طبیعی ضروری است. در مجموع بایستی در این مناطق با توجه به عناصر آسیب‌پذیر و در معرض خطر، به اولویت‌بندی برنامه مدیریت بحران پرداخت. نتایج این مطالعه می‌تواند به‌عنوان مبنایی برای پایش‌های بعدی به کار روند. نقشه‌های پیش‌بینی به دست آمده از این مطالعه به سیاستگذاران و تصمیم‌گیرندگان کمک می‌کنند تا اقدامات حفاظتی و مدیریتی با حداکثر اثربخشی را داشته باشند و به جلوگیری از گسترش بیشتر گونه‌های مهاجم و ایجاد تعادل بین برنامه‌های مدیریتی بیابان‌زدایی با حفاظت از پوشش گیاهی و گونه‌های بومی منطقه کمک کنند. ارزیابی اثرات عوامل محیطی در مدیریت گونه‌های مهاجم و تشخیص اولیه آنها، در به حداقل رساندن خطرات این گونه‌ها در آینده و اولویت‌بندی‌ها در اکوسیستم‌های طبیعی کمک می‌کند. البته دستیابی به این هدف نیازمند توسعه و ایجاد بانک اطلاعاتی داده‌ها و ثبت دقیق و به هنگام داده‌های ورودی است. به عنوان مثال در نظر گرفتن متغیرهای مستقل مربوط به خاک و هیدرولوژی در آنالیزها، استفاده از تصاویر سری‌های زمانی با قدرت تفکیک بالا و دیگر مدل‌های پراکنش گونه‌ای نیز می‌تواند به شکل‌گیری نگرش جدید در مورد پراکنش کهور پاکستانی در منطقه کمک کند. از آنجاییکه خصوصیات ذاتی گونه‌های مهاجم از قبیل دامنه بردباری وسیع آن‌ها در برابر اقلیم، و پراکنش جغرافیایی وسیع، ممکن است بر پاسخ آن‌ها به عوامل محیطی مؤثر باشند، افزودن عوامل دیگر مانند خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک، سطح آب زیرزمینی، فشار اندام‌های زایشی، ظرفیت پراکنش، برهمکنش‌های زیستی مانند تسهیل و رقابت به نتایج قوت می‌بخشند.

سپاسگزاری

نویسندگان مراتب قدردانی خود را از کارشناسان اداره منابع طبیعی استان‌های سیستان و بلوچستان و هرمزگان به سبب همکاری در فراهم نمودن مختصات جغرافیایی نقاط رخداد گونه اعلام می‌دارند.

پی‌نوشت‌ها

[1] International Union for Conservation of Nature
[2] Autocorrelation
[3] Over fitting
[4] CHELSA: Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas
[5] DEM: Digital Elevation Model
[6] Shuttle Radar Topography Mission
[7] Euclidean Distance
[8] Endozoochory

منابع

Ahmed, N., Atzberger, C. and Zewdie, W., 2022a. The potential of modeling *Prosopis Juliflora* invasion using Sentinel-2 satellite data and environmental variables in the dryland ecosystem of Ethiopia. Ecological Informatics. 68, 101545.

Ahmed, N., Atzberger, C. and Zewdie, W., 2022b. Remote sensing-derived bioclimatic variables for modeling invasive *Prosopis juliflora* distribution in a region of limited meteorological stations. Tropical Ecology. 63, 94-103.

Ahrari Roudi, M., Mousavi Harami, S.R., Lak, R., Motamed, A. and Mahboobi, A., 2011. Environmental survey- sedimentology of the coastal areas of the Makuran sea of Iran (south of Sistan and Baluchestan province). Applied Geology. 7(4), 289-298. (In Persian)

Akbarian, M. and Biniaz, M., 2011. Evaluation of plant species used in wind erosion control. Environmental Erosion Research. 1(2), 29042. (In Persian with English Abstract)

Akrimi, N., 1990. *Prosopis* in Tunisia. In: Habit, M.A. and Saavedra, J.C. (Eds.), The Current State of Knowledge on *Prosopis juliflora*. FAO, Rome, Italy. pp. 147-151.

Al-Abdali, S., Al-Dhuhli, A. and Al-Reasi, H., 2019. Preliminary investigations of allelopathic effects and herbicide-based eradication of mesquite (*Prosopis juliflora*). Sultan Qaboos University Journal for Science. 24(1), 11-17.

Allouche, O., Tsoar, A. and Kadmon, R., 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). Journal of Applied Ecology. 43(6), 1223-1232.

Amiri, M., Solaimani, K. and Miryaghoubzadeh, M., 2013. Fuzzy classification for mapping invasive species from multispectral imagery. Journal of the Indian Society of Remote Sensing. 41, 749-755.

Amiri, M., Tarkesh, M. and Jafari, R., 2019. Predicting the distribution of Artemisia sieberi Besser under climate change in steppe and semi-steppe of Iran-Touranian region. Desert Management. 13, 29-48. (In Persian with English Abstract).

Araújo, M.B. and New, M., 2007. Ensemble forecasting of species distributions. Trends in Ecological Evolution. 22(1), 42-46.

Ayanu, Y., Jentsch, A., Müller-Mahn, D., Rettberg, S., Romankiewicz, C. and Koellner, T., 2014. Ecosystem engineer unleashed: *Prosopis juliflora* threatening ecosystem services? Regional Environmental Change. 15(1), 155-167.

Behnamfar, K., Orsham, A., Saleheh Shushtari, M.H., Tavoosi, M., Danaii, A.R. and Adel, J.A., 2018. Determination of tolerance to below-zero temperatures in *Prosopis juliflora* using physiological indices. Range and Desert Research. 26(1), 49-61. (In Persian with English Abstract).

Dakhil, M.A., El-Keblawy, A., El-Sheikh, M.A., Halmy, M.W.A., Ksiksi, T. and Hassan, W.A., 2021. Global invasion risk assessment of *Prosopis juliflora* at biome level: does soil matter? Biology. 10(3), 203.

Dobrowski, S.Z., Thorne, J.H., Greenberg, J.A., Saffort, H.D., Mynsberge, A.R., Crimmins, S.M. and Swanson, A.K., 2011. Modeling plant ranges over 75 years of climate change in California, USA: temporal transferability and species traits. Ecological Monographs. 81, 241-257.

Elith, J., Graham, C.H. and Anderson, R.P., 2006. Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. Ecoghraphy. 135, 213-222.

El-Keblawy, A. and Abdelfatah, M., 2014. Impact of native and invasive exotic *Prosopis* congeners on soil properties and associated flora in the arid United Arab Emirates. Journal of Arid Environments. 100, 1-8.

Eskandari Damaneh, H., Zehtabian, G., Khosravi, H., Azarnivand, H. and Barati, A., 2020. Investigating the influence of drought on trend of vegetation changes in arid and semiarid regions, using remote sensing technique: a case study of Hormozgan province). Desert Ecosystem Engineering. 28, 13-28. (In Persian with English Abstract).

Ghanbari, F., 2018. Investigation the effects of Superabsorbent on Performance of *Prosopis Juliflora* in Rehabilitation Projects of Desert Area (Case Study: Mohsen Ab, Mehran). MS.c. Thesis. University of Ilam, Ilam, Iran.

Heshmati, I., Khorasani, N., Shams-Esfandabad, B. and Riazi, B., 2019. Forthcoming risk of *Prosopis juliflora* global invasion triggered by climate change: implications for environmental monitoring and risk assessment. Environmental Monitoring and Assessment. 191, 72.

Huang, C. and Asner, G.P., 2009. Applications of remote sensing to alien invasive plant studies. Sensors. 9, 4869-4889.

Hundessa, N. and Fufa, A., 2016. Distribution and socio-economic impacts of *Prosopis juliflora* in East Shewa and West Arsi Zones, Ethiopia. International Journal of African and Asian Studies. 24, 31-41.

Ilukor, J., Birner, R., Tilahun, M. and Getu, S., 2014. A social-economic assessment of the impact of *Prosopis juliflora* invasion and participative management approaches in the Afar Region, Ethiopia. In Proceedings the First Regional Conference on Managing *Prosopis Juliflora* for Better (agro-) Pastoral Livelihoods in the Horn of Africa. 1st-2nd May, Addis Ababa, Ehiopia. pp 30-39.

Jazirehi, M.H., 2002. Afforestation in Arid Environment. Tehran University Press, Tehran, Iran.

Jones, C.C., 2012. Challenges in predicting the future distributions of invasive plant species. Forest Ecology and Management. 284, 69-77.

Keshavarzi, M., Reissi Lelari, F. and Farasat, N., 2016. Morphological study of the genus *Prosopis* (Fabaceae) In Iran. Plant Research (Iranian Journal of Biology). 29(2), 426-440. (In Persian with English Abstract).

Kiani, B., Rahiminia, G. and Emtehani, M.H., 2020. Investigation of the structure, distribution pattern and regeneration of Taradeh desert forest, Kerman. Desert Management. 8(15), 85-100. (In Persian with English Abstract).

Kumar, S., Spaulding, S.A., Stohlgren, T.J., Herman, K.A., Schmidt, T.S. and Bahls L.L., 2009. Potential habitat distribution for the freshwater diatum Didymosphenia geminata in the continental US. Frontiers in Ecology and Environment. 7(8), 415-420.

Kyuma, R.K., Wahome, R.G., Kinama, J.M. and Wasonga, V.O., 2016. Temporal relationship between climate variability, *Prosopis juliflora* invasion and livestock numbers in the drylands of Magadi, Kenya. African Journal of Environmental Science and Technology. 10(4), 129-140.

Linders, T.E.W., Schaffner, U., Eschen, R., Abebe, A., Choge, S.K., Kigatu, L., Mbaabu, P.R., Shiferaw, H. and Allan, E., 2019. Direct and indirect effect of invasive species: Biodiversity loss is a major mechanism by which an invasive an invasive tree affects ecosystem functioning. Ecology. 107, 2660-2670.

Madani, S., Ravanbakhsh, M. and Panahandeh, M., 2017. A review of the assessment and management of the ecological risk of invasive plants. Environmental Research and Technology. 2(2), 25-33. (In Persian with English Abstract).

Mafi-Gholami, D. and Jafari, A., 2021. Mapping the sensitivity of mangroves of the Hormozgan province to environmental hazards based on the canopy cover percentage. Forest Research and Development. 7(1), 27-43. (In Persian with English Abstract).

Masocha, M. and Dube, T., 2018. Global terrestrial biomes at risk of cacti invasion identified for four species using consensual modelling. Journal of Arid Environment. 256, 77-86.

McCary, M.A., Mores, R., Farfan, M.A. and Wise, D.H., 2016. Invasive plants have different effects on tropical structure of green and brown food webs in terrestrial ecosystems: a meta-analysis. Ecology Letters. 6(2), 328-335.

Mehrabian, A., Khajoei Nasab, F., Naghizadeh, S. and Malek Mohammadi, L., 2021. Distribution patterns of introduced plants of Iran. Applied Ecology. 35(3), 115-157. (In Persian with English Abstract).

Moslehi, M., Ahmadi, A., Sadeghi, S.M., Hassani, M. and Ghaderi, E., 2021. Effects of leaf and bark extraction of *Prosopis juliflora* on emergence characteristics of rangeland species Pennisetum divisum and Taverniera spartea. Range and Desert Research 28(4), 672-685. (In Persian with English Abstract).

Najafi–Tireh–Shabankareh, K., 2006. The Position of *Prosopis juliflora* in Creating Green Space, Bandar Abbas, *Prosopis* Training Working Group in Bandar Abbas. Rangeland and Watershed Management Organization-Office of Desert Affairs, Iran.

Najafi–Tireh–Shabankareh, K., Jalili, A. and Asadpoor, R., 2014. Investigation on invasion effects of *Prosopis juliflora* (SW.) DC. Arid Biome. 4(1), 54-64. (In Persian with English Abstract).

Ng, W-T, Silva, A.C.O., Rima, P., Atzberger, C. and Immitzer, M., 2018. Ensemble approach for potential habitat mapping of invasive *Prosopis* spp. in Turkana Kenya. Ecology and Evolution. 8(23), 1-11.

Noha, A., Nigatu, L. and Manikandan, R., 2021. Impacts of *Prosopis juliflora* L. on Soil Seed Bank Flora in Amibara Rangeland of Afar Regional State, Ethiopia. Agricultural Science Digest. 41(4), 566-571.

Panda, R.M., Behera, M.D. and Roy, P.S., 2018.

Assessing distributions of two invasive species of contrasting habits in future climate. Journal of Environmental Management. 213, 478-488.

Pasiecznik, N.M., Felker, P., Harris, P.J.C., Harsh, L.N., Cruz, G., Tewari, J.C., Cadoret, K. and Maldonado, L.J., 2001. The *Prosopis juliflora-Prosopis pallida* Complex: A Monograph. HDRA, Coventry, UK. pp.172.

Pasiecznik, N.M., Harris, P.J.C. and Smith, S., 2004. Identifying Tropical *Prosopis* Species: A Field Guide. HDRA, Coventry, UK.

Rad, M.H., Dehghani, F., Momenpoor, A. and Soltani Gerdeframarzi, W., 2020. Evaluation of salinity tolerance of some afforestation and landscaping plants. Iran Nature. 5(2), 53-62. (In Persian with English Abstract).

Rahmati, O., Panahi, M., Ghiasi, S.S., Deo, R.C., Tiefenbacher, J.P., Pradhan, B., Jahani, A., Goshtasb, H., Kornejady, A., Shahabi, H., Shirzadi, A., Khosravi, H., Moghaddam, D.D., Mohtashamian, M. and Bui, D.T., 2020. Hybridized neural fuzzy ensembles for dust source modeling and prediction. Atmospheric Environment. 224, 117320.

Rouget, M., Richardson, D.M., Nel, J.L., Le, M., David, C., Egoh, B. and Mgidi, T., 2004. Mapping the potential ranges of major plant invaders in South Africa, Lesotho and Swaziland using climatic suitability. Diversity and Distributions. 10, 475-484.

Sabeti, H., 2008. Forests, Trees and Shrubs of Iran. Yazd University Press, Yazd, Iran.

Saleh, S.A.A. and Ameen, A.A., 2014. *Prosopis* Tavousi, T. and Yari, M., 2013. Determination of thermal comfort range in planning tourism climate case: Sistan and Baluchestan. Geography and

juliflora in Yemen. In Proceedings the First Regional Conference on Managing *Prosopis Juliflora* for Better (agro-) Pastoral Livelihoods in the Horn of Africa. 1st-2nd May, Addis Ababa, Ehiopia. pp. 125-128.

Shiferaw, W., Bekele, T., Demissew, S. and Aynekulu, E., 2019. *Prosopis juliflora* invasion and environmental factors on density of soil seed bank in Afar Region, Northeast Ethiopia. Journal of Ecology and Environment. 43, 1-8.

Shiferaw, W., Demissew, A., Bekele, T., Aynekulu, E. and Pitroff, W., 2020. Analysis of composition and density of soil seed banks of *Prosopis juliflora* in Afar region rangelands, Northeast Ethiopia. Rangelands. 43(1), 1-8.

Shrestha, U.B., Sharma, K.P., Devkota, A., Siwakoti, M., Shrestha, B.B., 2018. Potential impact of climate change on the distribution of six invasive alien plants in Nepal. Ecological Indicators. 95, 99-107.

Sintayehu, D.W., Dalle, G. and Bobasa, A.F., 2020. Impacts of climate change on current and future invasion of *Prosopis julifora* in Ethiopia: environmental and socio-economic implications. Heliyon. 6, 1-7.

Soltanipour, M.A., 1993. Studying the ecological characteristics of *Prosopis juliflora* in Hormozgan province. *Hormozgan* Agricultural and *Natural Resources Research Center, Iran.*

Stohlgren, T.J., Ma, P., Kumar, S., Rocca, M., Morisette, J.T., Jarnevich, C. and Benson, N., 2010. Ensemble habitat mapping of invasive plant species. Risk Analysis. 30(2), 224-235.

Development. 31, 29-46. (In Persian with English Abstract).

Treydte, A.C., Birhane, E. and Eshete, A., 2014. Ecological challenges and potential carbon storage benefits of *Prosopis juliflora* in Afar. In Proceedings the First Regional Conference on Managing *Prosopis Juliflora* for Better (agro-) Pastoral Livelihoods in the Horn of Africa. 1st-2nd May, Addis Ababa, Ehiopia. pp. 18-29.

Wakie, T.T., Evangelista, P.H., Jarnevich, C.S. and Laituri, M., 2014. Mapping current and potential distribution of non-native *Prosopis juliflora* in the Afar region of Ethiopia. Plos One. 9(11), 1-9.

Zaeifi, M., 1996. A Brief Summary of the Planting of *Prosopis juliflora* in the Southern Coastal Regions of Iran, Emphasizing Its Limitations. *Hormozgan* Agricultural and *Natural Resources Research Center, Iran.*

Zare Bidaki, G. and Mollakhalili, M.H., 2014. Investigation species and plant communities in the Persian Gulf-Oman Sea region. The 1st National Conference on Sustainable Agricultural and Natural Resources, 30 January 2014. Tehran, Iran. pp. 123-133

Environmental Sciences Vol.21 / No.1 / Spring 2023

205-224

Original Article

Ensemble modeling of the potential invasion of Prosopis juliflora (SW.) DC in the Makuran region

Mohadeseh Amiri,[1,2*] Mohammad Shafiezadeh[3], Mostafa Tarkesh Esfahani[1] and Seyyed Mostafa Moslemi[4]

[1] Department of Range and Watershed Management, Faculty of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran
2 Department of Agricultural Sciences, Technical and Vocational University, Tehran, Iran
[3] Department of Environmental Science, Faculty of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran
[4] Department of Forest Management, Faculty of Natural Resources, Sari Agricultural and Natural Resources University, Sari, Iran

Received: 2022.01.21 Accepted: 2023.01.04

Amiri, M., Shafiezadeh, M., Tarkesh Esfahani, M. and Moslemi, S.M., 2023. Ensemble modeling of the potential invasion of *Prosopis juliflora* (SW.) DC in the Makuran region. Environmental Sciences. 21(1): 205-224.

Introduction: Invasive species are currently the concern of ecologists, conservationists and natural resource managers, and they may decrease biodiversity due to their rapid spread. These species cause changes in ecological processes, function and structure of communities in natural ecosystems. The most obvious change in the invaded areas is the reduction of biodiversity and the creation of a pure community of invasive plants. One of the invasive species in our country is *Prosopis juliflora*, which is important in the field of combat desertification, biological control and stabilization of quicksand dunes in the southern regions of Iran due to its resistance to adverse environmental conditions.

Material and methods: In the present study, the efficiency of five discrimination group models (GLM, GBM, ANN, SRE, RF) and a profile model (MAXENT) and their ensemble with the weighted average approach in the spatial distribution of this species in Makuran region and determining the most important environmental factors affecting the invasion distribution were investigated. By recording 63 occurrence points and 100 absence points, using climatic, physiographic and human variables as environmental variables, and evaluating the performance of models by Area under Curve (AUC), True Skill Statistics (TSS), Sensitivity and Specificity, the species invasion potential was determined.

[*] Corresponding Author: *Email Address*. mohaddeseh.amiri@na.iut.ac.ir

Results and discussion: Among the single algorithms, according to the threshold-independent and threshold-dependent evaluation criteria, two machine learning techniques, i.e., RF and GBM, predicted the climatic habitat of this invasive species with higher accuracy. Also, the evaluation criteria in the ensemble prediction were higher than the average of all single modeling algorithms. According to the ensemble model, *P. juliflora* habitats occupy about 15% of the total study area. After generalization of the models to the geographical space, it was found that the invaded areas have spread in a uniform strip on the shores of the Oman Sea and the Persian Gulf. Evaluation of variable importance indicated that altitude was the most important independent variable justifying about half of the changes in the ensemble model and has the greatest effect on species distribution. The variable of distance from the road was the next important variable. However, the aspect was mentioned as the least important environmental variable affecting the scattering of the invasion. Based on response curves, the maximum probability of the species' presence was observed at the altitude of 50 m above sea level and a distance less than 50 m from the road. Also, the species is most likely to be present, if the temperature in the warmest month and the coldest season of the year is more than 34 and 14 $^{\circ}$C, respectively, and the precipitation seasonality is 100-150.

Conclusion: It was found that the integrated algorithms in the framework of ensemble modeling showed higher accuracy and the maps derived from the potential distribution of species invasion make it possible to restrict and manage the distribution range of invasive species by providing management solutions and conserving plans to protect native species. In fact, the results of this study can be used as a basis for subsequent monitoring to prevent further spread of invasive species and to create a balance between the native vegetation protection programs of the region and desertification management measures.

Keywords: Invasive species, Spatial distribution, Ensemble approach, Biological invasion, Ecosystem degradation, Environmental variables.