Journal of Aquaculture Sciences 13(25): 25-35 (2025)
Print ISSN: 2322-5351
www.aquaculturesciences.ir

نشریه علوم آبزی‌پروری
دوره ۱۳، شماره ۲۵: ۲۵-۳۵ (۱۴۰۴)

تأثیر تغییرات اقلیمی بر تنوع بتا گونه ماهیان آب شیرین حوضه دریای خزر

زهرا مهربانی، سهیل ایگدری*، هادی پورباقر

گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشکدگان کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۳/۱۶ **تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۵/۱۴**

چکیده

تنوع بتا، یک شاخص تنوع زیستی است که تفاوت گونه‌ای زیستگاه‌های مختلف را توصیف می‌کند. تغییرات اقلیمی با تأثیر مستقیم و غیرمستقیم خود این تنوع را تحت تأثیر قرار می‌دهند. گونه‌های پژوهش حاضر از رودخانه‌های حوضه خزر نمونه‌برداری شدند. ۱۹ متغیر زیست‌اقلیمی (سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۱) از سایت worldclim به‌دست آمدند. کلیه عملیات برازش داده‌ها با توابع برنامه R انجام گرفت. هم‌خطی متغیرها با همبستگی پیرسون و تابع findCorrelation در بسته caret بررسی شد. محاسبه تنوع بتا زمان حال با ماتریس نامشابهت جاکارد و پکیج adespatial و رج‌بندی پارامترهای زیست‌اقلیمی و تنوع بتا با آنالیز افزونگی (RDA) و پکیج vegan انجام شد. تبدیل مختصات حضور گونه‌ها به داده‌های صفر و یک از طریق ماتریس وزن‌دهی فضایی (SWM) با تابع gabrielneigh انجام گردید. انتخاب بهترین GCM برای پیش‌بینی پارامترهای اقلیمی آینده از طریق برنامه تحت وب GCMeval انجام گردید. حضور ماهی‌ها در آینده با توزیع گونه‌های مشترک (JSDM) مدل‌سازی شد. داده‌های پیوسته احتمال حضور آینده، آستانه‌سازی و داده‌های صفر و یک ایجاد شده برای پیش‌بینی تنوع بتا آینده استفاده شدند. در نهایت تنوع بتا آینده تحت سه سناریو ssp126 (خوش‌بینانه)، ssp245 (میانی) و ssp585 (بدبینانه) در سه دوره زمانی از ۲۰۲۱ تا ۲۰۸۰ به‌دست آمد. نتایج نشان داد که وضعیت فعلی تنوع بتا در حوضه خزر نامطلوب بوده و روند کاهشی آن در آینده ادامه دارد. اثر پارامترهای زیست‌اقلیمی بر تنوع بتا معنی‌دار نبود و احتمالاً عوامل دیگری در آن تأثیرگذار بوده است. وضعیت نامناسب تنوع بتا این حوضه لزوم سیاست‌های حفاظتی و مدیریت پایدار منابع را برجسته می‌سازد.

کلید واژگان: تنوع بتا، حوضه دریای خزر، ماهیان آب شیرین، تغییر اقلیم

*نویسنده مسئول soheil.eagderi@ut.ac.ir

مقدمه

منابع آب شیرین به‌دلیل ویژگی‌های خاص خود از جمله داشتن تنوع بالای گونه‌ای و محدودیت منابع نقش حیاتی در پایداری اکوسیستم‌های زمین ایفا می‌کند (Reid, 2019; Capon *et al*., 2021). تنوع زیستی ماهی‌های آب شیرین با تهدیدات مختلفی مانند برداشت بیش از حد، آلودگی آب، تغییر جریان رودخانه، تخریب زیستگاه، گونه‌های مهاجم و تغییر اقلیم روبه‌روست (Mostafavi *et al*., 2019). در این میان تغییر اقلیم به‌عنوان یک افزونه تهدید عمل کرده و تنوع زیستی و عملکرد اکوسیستم‌های آب شیرین را به‌خطر انداخته است. مهم‌ترین تأثیر تغییرات آب و هوایی، تغییر دمای آب، حجم و زمان جریان در این اکوسیستم است (Pletterbauer *et al*., 2018). با تغییرات اقلیم، پارامترهای محیطی نظیر دما، کیفیت آب و در دسترس بودن زیستگاه دستخوش تغییراتی می‌شود که از این طریق می‌تواند منجر به تغییرات اساسی در تنوع و توزیع جامعه ماهی‌های آب‌شیرین شود (Wehrly *et al*., 2003; Logez *et al*., 2013). از ویژگی حساسیت ماهی‌های آب شیرین به تغییرات آب و هوایی می‌توان به‌عنوان شاخص‌های زیستی در ارزیابی‌های تغییرات اقلیم استفاده کرد (Markovic *et al*., 2017). آسیب‌پذیری بالای ماهی‌های آب شیرین در برابر تغییرات محیطی ناشی از تغییر اقلیم منجر به آینده‌ای مبهم برای تنوع ماهیان می‌شود (Comte *et al*., 2017; Free *et al*., 2019).

تنوع بتا مفهومی در اکولوژی است که ناهمگونی توزیع موجودات زنده در فضا، زمان یا شیب‌های محیطی را نشان می‌دهد. در واقع تفاوت ترکیب گونه‌ای یک یا چند زیستگاه نسبت به یکدیگر در یک جامعه را تنوع بتا گویند (Bevilacqua *et al*., 2020). تنوع بتا می‌تواند در اثر تفاوت‌های زیست‌محیطی یا فاصله‌ی جغرافیایی ایجاد شود و در ارتباط کامل با عوامل محیطی است و می‌تواند در موقعیت‌های جغرافیایی مختلف تحت تأثیر دما، فشار و ارتفاع تنوع گونه‌ها را افزایش یا کاهش دهد (Zbinden *et al*., 2017). مطالعات انجام شده بیان می‌کند که تنوع بتا برای شناسایی تغییرات و ناهمگنی‌ها می‌تواند به‌کار رود. در مقایسه با سیستم‌های دریایی، تنوع بتا در منابع آب شیرین توجه بیش‌تری به‌خود جلب کرده است، به این دلیل که تنوع بتا در آب‌شیرین نسبت به دریاها و اقیانوس‌ها به علت اتصال کم‌تر جوامع آن بیش‌تر است (Thrush *et al*., 2010; Heino, 2013). اما الگوی آن از نظر جغرافیایی متفاوت بوده و تحت تأثیر تغییرات آب و هوایی قرار می‌گیرد (Leprieur *et al*., 2011).

ایران دارای تنوع بالایی از ماهیان آب شیرین است (Esmaeili *et al*., 2018; Mouludi-Saleh *et al*., 2022). حوضه دریای خزر به‌عنوان یک اکوسیستم آبی بزرگ در ایران، دارای بیش‌ترین تعداد گونه بومی بین حوضه‌های داخلی است (Eagderi *et al*., 2022). این گونه‌های بومی در برابر اثرات تغییرات اقلیمی و از دست دادن زیستگاه آسیب‌پذیرند (Lynch *et al*., 2016). پیش‌بینی این که چگونه گونه‌های بومی تحت تأثیر تغییرات آب و هوایی قرار می‌گیرند از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است، زیرا مناطق جغرافیایی زیست آن‌ها محدود بوده و اغلب ممکن است ارزش اقتصادی و اکولوژیک بالایی داشته باشند (Lynch *et al*., 2016). به‌عبارت دیگر، گونه‌های با منطقه اشغال محدود اغلب نسبت به گونه‌های با پراکندگی بالاتر، نسبت به تغییرات محیطی حساس‌تر و تغییرات منفی زودتر بر آن‌ها تاثیر می‌گذارد (Poff *et al*., 2012). حوضه دریای خزر در حال تجربه تغییرات اقلیمی از جمله افزایش دما، تغییر در الگوی بارش و افزایش فرکانس رویدادهای آب و هوایی است. ماهی‌های آب‌شیرین حوضه دریای خزر منبع غذایی و درآمد مهمی برای بسیاری از جوامع محلی این حوضه هستند. درک اثرات تغییرات اقلیمی بر تنوع جوامع ماهی آب شیرین این حوضه، به‌ویژه این‌که این منطقه دارای گونه‌های بومی و بومزاد فراوانی است، می‌تواند به مدیریت حفاظتی آن کمک نماید. هدف پژوهش حاضر بررسی وضعیت تنوع بتا ماهی‌های آب شیرین بخش جنوبی (سواحل ایران) حوضه خزر در زمان حال و آینده تحت سناریوهای خوش‌بینانه، میانی و بدبینانه تغییرات اقلیم است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه: منطقه مورد مطالعه در پژوهش حاضر بیش‌تر مناطق زیرمجموعه بخش ایرانی حوضه دریای خزر بود. اصلی‌ترین رودخانه‌های این بخش شامل ارس، سفیدرود، هراز، تجن، گرگانرود و اترک می‌باشد (شکل ۱). در مجموع حدود ۴۶۵۰ ایستگاه در مدت ۴ سال (۱۳۹۹ تا ۱۴۰۲) در طول این حوضه نمونه‌برداری شد. برای صید

ماهی‌ها از دستگاه الکتروشوکر مدل SAMUS 750 با شرایط ایمنی مناسب استفاده شد. ماهی‌ها بعد از صید در تشتی کنار رودخانه نگهداری و شناسایی آن‌ها براساس کلید شناسایی (Eagderi *et al*., 2022) انجام شد و بلافاصله پس از شمارش و شناسایی، ماهی‌ها رهاسازی شدند. برای ثبت طول و عرض جغرافیایی نقاط نمونه‌برداری از دستگاه GPS دستی استفاده شد (Garmin eTrex 30X, Taiwan).

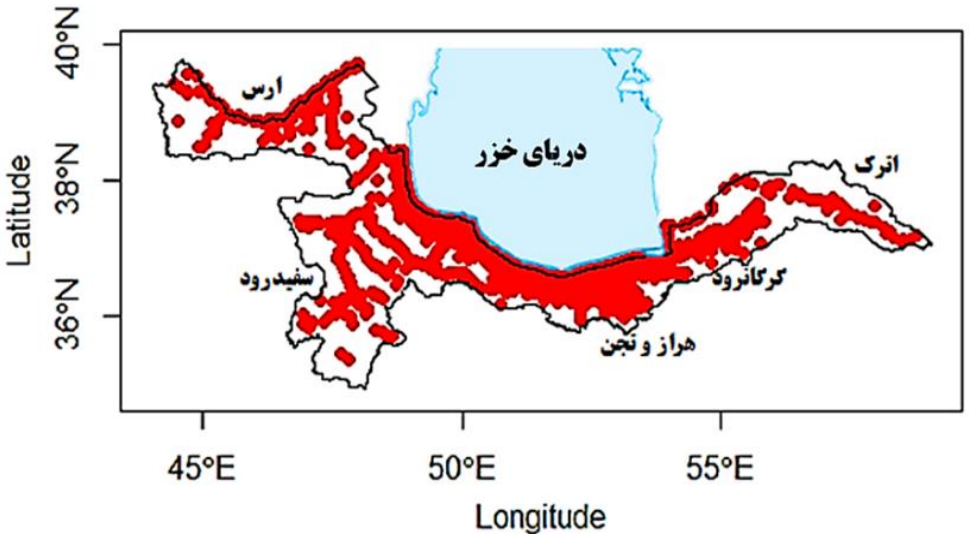
تأمین داده‌های زیست‌اقلیمی: برای تأمین متغیرهای زیست‌اقلیمی از داده‌های مربوط به متغیرهای بارش و حداقل و حداکثر دما در دوره زمانی ۲۱ ساله (سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۱) سایت worldclim استفاده شد. داده‌های ماهانه ۲۱ سال هر متغیر (بارش، حداقل دما و حداکثر دما) میانگین‌گیری شد و برای هر ماه سه فایل با فرمت tif به‌دست آمد. رزلوشن تمامی داده‌های زیست‌اقلیمی ۰/۰۰۸ در ۰/۰۰۸ درجه بود. متغیرهای زیست‌اقلیمی با استفاده از توابع برنامه R برازش شدند. با استفاده از تابع biovars در پکیج dismo ۱۹ متغیر زیست‌اقلیمی مورد نیاز به‌دست آمد (جدول ۱). داشتن هم‌خطی متغیرهای به‌دست آمده با استفاده از همبستگی پیرسون بررسی شد (Zuur *et al*., 2007). برای این منظور، داده‌ها با استفاده از تابع findCorrelation در بسته caret (Kuhn, 2019) بررسی شدند. متغیرهایی که همبستگی بالاتر از ۰/۹ داشتند، حذف شدند. اگرچه مقدار ۰/۹ همبستگی برای حذف داده‌های دارای همبستگی، زیاد به نظر می‌رسد اما چون هدف از این مطالعه پیش‌بینی بود، این مقدار انتخاب گردید تا تعداد متغیر مستقل بیش‌تری در مدل باقی بماند و قدرت پیش‌بینی مدل بالاتر برود (Legendre and Legendre, 2012).

تنوع بتا: داده‌های مکانی حضور ماهی ساختار طولی (Long) داشتند. برای محاسبه تنوع بتا لازم بود داده‌ها به فرم عرضی (Wide) درآیند. برای این منظور از پکیج rshape2 استفاده شد. برای محاسبه تنوع بتا نیز از ماتریس نامشابهت جاکارد (Jaccard dissimilarity matrix) استفاده گردید (Chao *et al*., 2006). نظر به اینکه ماتریس فوق نااقلیدسی است، توصیه شده که ریشه دوم این ماتریس قبل از محاسبه تنوع بتا گرفته شود تا ماتریس حاصله اقلیدسی شود (Legendre and De Cáceres, 2013) برای محاسبه ماتریس جاکارد، ریشه دوم و تنوع بتا از پکیج adespatial استفاده گردید. در مرحله بعد، رج‌بندی پارامترهای زیست‌اقلیمی و تنوع بتا از طریق آنالیز افزونگی (Redundancy analysis (RDA)) انجام شد. رج‌بندی امکان بررسی دو به دو داده‌های اقلیمی با تنوع بتا را فراهم می‌کند. این آنالیز با پکیج vegan انجام شد.

داده فضایی و داده زیست‌اقلیمی آینده: برای مدل‌سازی وضعیت آینده تنوع بتا، ابتدا داده‌های مربوط به مختصات حضور گونه‌ها به داده‌های ماتریسی صفر و یک برای مدل تبدیل شد. برای این کار ماتریس وزن‌دهی فضایی Spatial weighting matrix (SWM) تهیه شد. از گراف گابریل (Gabriel graph) به‌همراه وزن‌دهی اضلاع (Edges) با عکس مسافت (Inverse distance) استفاده شد. این کار از طریق تابع gabrielneigh در R انجام شد.

مرحله بعد انتخاب بهترین GCM (Global climate model) برای پیش‌بینی پارامترهای اقلیمی آینده بود. در مطالعه حاضر از GCMeval که یک برنامه تحت وب است برای انتخاب بهترین GCM برای ایران استفاده شد (Parding *et al*., 2020). بهترین داده اقلیمی آینده برای ایران مدل CMIP6.HadGEM3 تشخیص داده شد که از سایت worldclim استخراج شد. در مرحله بعد، داده‌های حضور ماهی در آینده مدل‌سازی شد.

مدل‌سازی، آستانه‌سازی و پیش‌بینی تنوع بتا: برای مدل‌سازی از مدل توزیع گونه‌های مشترک (Joint species distribution modelling (JSDM)) استفاده شد (Wilkinson *et al*., 2019). به‌طور خاص، از رگرسیون پروبیت چند متغیره سلسله مراتبی با متغیرهای پنهان (Hierarchical multivariate probit regression with latent factors) استفاده شد. از آن‌جا که احتمال پیش‌بینی شده توسط مدل برای آینده مقداری پیوسته بود (از صفر تا یک)، از آستانه‌سازی استفاده شد تا داده‌ها برای پیش‌بینی تنوع بتا به داده‌های صفر و یک تبدیل شوند. آستانه حضور برای هر گونه براساس (Poorbagher and Eagderi, 2024) محاسبه شد و به داده‌های صفر یا یک تبدیل شدند. این کار ۱۰۰ بار برای هرگونه انجام شد. مقادیر مختلف آستانه از ۰/۰۱ تا ۱ (۰/۰۱، ۰/۰۲، ...، ۱) به تعداد ۱۰۰ عدد با تابع seq ایجاد شد. اگر احتمال پیش‌بینی شده برای هر گونه در یک نقطه حضور، بزرگ‌تر از مقدار آستانه بود، احتمال آن به یک در غیر این‌صورت به صفر تبدیل شد.

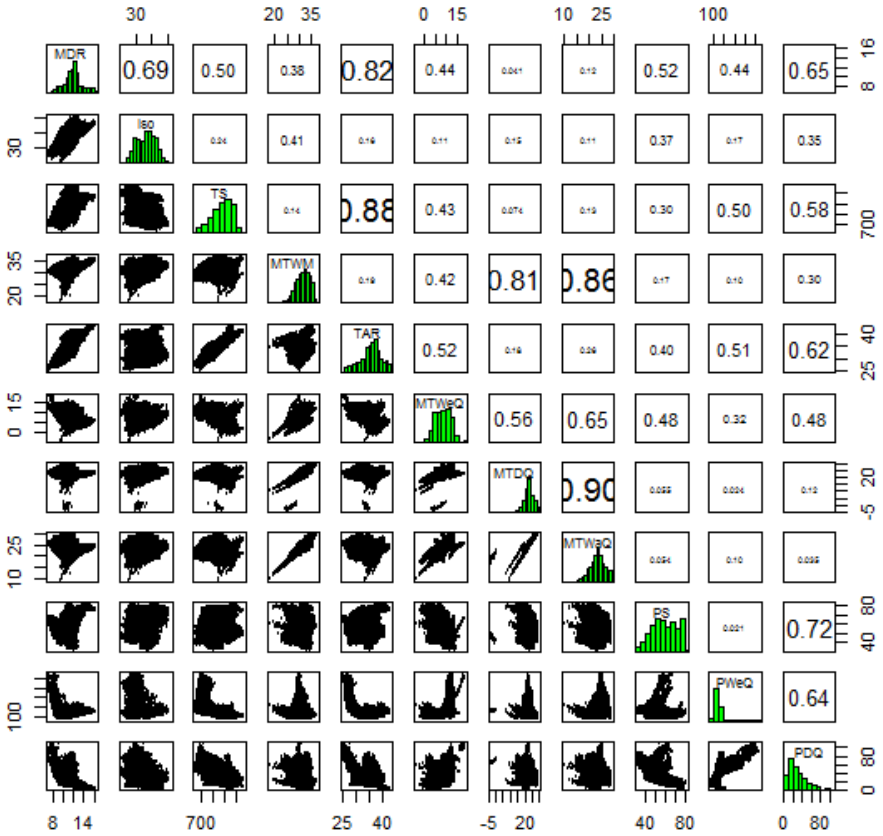


شکل ۱. ایستگاه‌های نمونه‌برداری در بخش جنوبی حوضه دریای خزر

جدول ۱- متغیرهای زیست اقلیمی مورد استفاده در مطالعه حاضر پیش از بررسی همخطی

نام متغیر	نام مختصر
BIO1= میانگین دمای سالانه	AMT
BIO2= میانگین محدوده دمای روزانه (میانگین حداکثر دما–حداقل دما ماهانه)	MDR
BIO3= ایزوترمالیتی (BIO2/BIO7) (×100)	Iso
BIO4= فصلیت دما (انحراف معیار ×۱۰۰)	TS
BIO5= بیش‌ترین دمای ماه گرم‌تر	MTWM
BIO6= کم‌ترین دمای ماه سردتر	MTCM
BIO7= محدوده دمای سالانه (BIO5-BIO6)	TAR
BIO8= میانگین دمای فصل بارندگی	MTWeQ
BIO9= میانگین دمای فصل خشکی	MTDQ
BIO10= میانگین دمای فصل گرم‌تر	MTWaQ
BIO11= میانگین دمای فصل سردتر	MTCQ
BIO12= بارش سالانه	AP
BIO13= بارش بیش‌ترین ماه	PWM
BIO14= بارش کم‌ترین ماه	PDM
BIO15= فصلیت بارش (ضریب واریانس)	PS
BIO16= بارش فصل بارندگی	PWeQ
BIO17= بارش فصل خشکی	PDQ
BIO18= بارش فصل گرم‌تر	PWaQ
BIO19= بارش فصل سردتر	PCQ

سپس برای هر گونه ۱۰۰ بار مقدار آستانه مورد آزمایش قرار گرفت و آستانه‌ای که بیش‌ترین صحت (Accuracy) محاسبه شده بین داده‌های حضور و عدم حضور واقعی و داده‌های احتمال که تبدیل به صفر یا یک شده بودند را داشت، به عنوان بهترین آستانه انتخاب شد. برای جلوگیری از بیش برازش، هر بار ۹۰٪ از احتمالات پیش‌بینی شده برای این کار استفاده شد. این انتخابِ ۹۰٪ نیز به تعداد ۹۹ بار تکرار شد و میانگین بهترین آستانه‌های این ۹۹ بار به‌عنوان آستانه برای هر گونه محاسبه شد. در نهایت داده‌های زیست‌اقلیمی آینده از سه سناریوی ssp126 (خوش‌بینانه)، ssp245 (میانی) و ssp585 (بدبینانه) در مدل قرار داده شدند و براساس داده‌های صفر و یک حضور آینده گونه‌های ماهی، پیش‌بینی تنوع بتا آینده نیز صورت گرفت. برای ارزیابی مدل نیز از مربع اِتای (η^2) جزئی (Partial eta squared (η^2)) استفاده شد (Poorbagher, 2018). برای این منظور ابتدا آنالیز واریانس انجام شد و حضور و عدم



شکل ۲- همبستگی پراکنش نقاط بین متغیرهای زیست اقلیمی

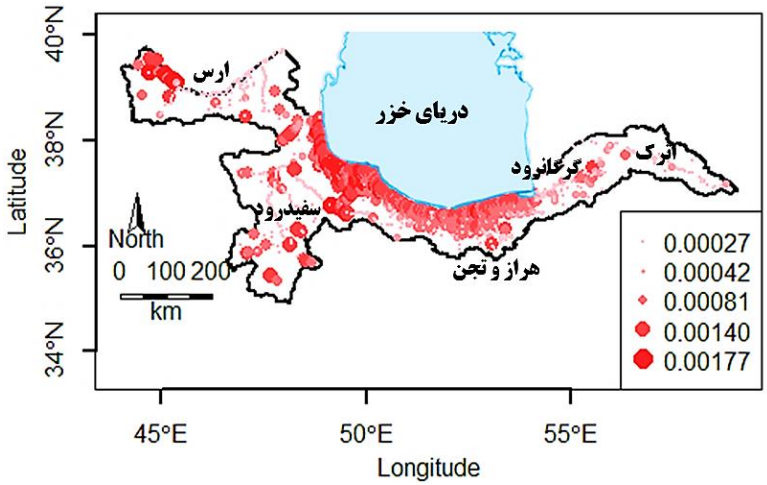
حضور به‌عنوان متغیر مستقل، احتمال حضور هر گونه به‌عنوان متغیر وابسته در آنالیز واریانس قرار گرفت و سپس مربع اِتای جزئی محاسبه شد.

نتایج

متغیرهای زیست‌اقلیمی که همبستگی بیش‌تر از ۰/۹ با سایر متغیرها داشتند حذف شدند. ۱۱ متغیر از ۱۹ متغیر اصلی در مطالعه حاضر باقی ماند که به‌صورت قطر سبز رنگ در شکل ۲ نشان داده شده است. مقدار ضریب همبستگی پیرسون بین این ۱۱ متغیر به‌صورت عددی و نمودار پراکندگی متغیرها به‌صورت سیاه رنگ درون مربع‌ها نشان داده شده است (شکل ۲). این ۱۱ متغیر اقلیمی باقی‌مانده در مدل استفاده شدند. مقدار تنوع بتا جمعیت ماهی‌های آب‌شیرین حوضه خزر در زمان حال بین ۰/۰۰۰۲۷ تا ۰/۰۰۱۷۷ برآورد گردید (شکل ۳). مقدار عددی تنوع بتا بین ۰ تا ۱ می‌باشد. در بخش‌هایی از زیرحوضه رودخانه‌های مهم مانند قسمت بالادست رودخانه ارس و سفیدرود و پایین دست رودخانه‌های مرکزی حوضه در حاشیه خط ساحلی دریای خزر وضعیت نسبت به سایر بخش‌ها بالاتر بود (شکل ۳).

رج‌بندی پارامترهای زیست‌اقلیمی و تنوع بتا از طریق آنالیز افزونگی (RDA) انجام شد. پارامترهای زیست‌اقلیمی نقشی در توصیف واریانس موجود در تنوع بتا نداشتند (جدول ۲).

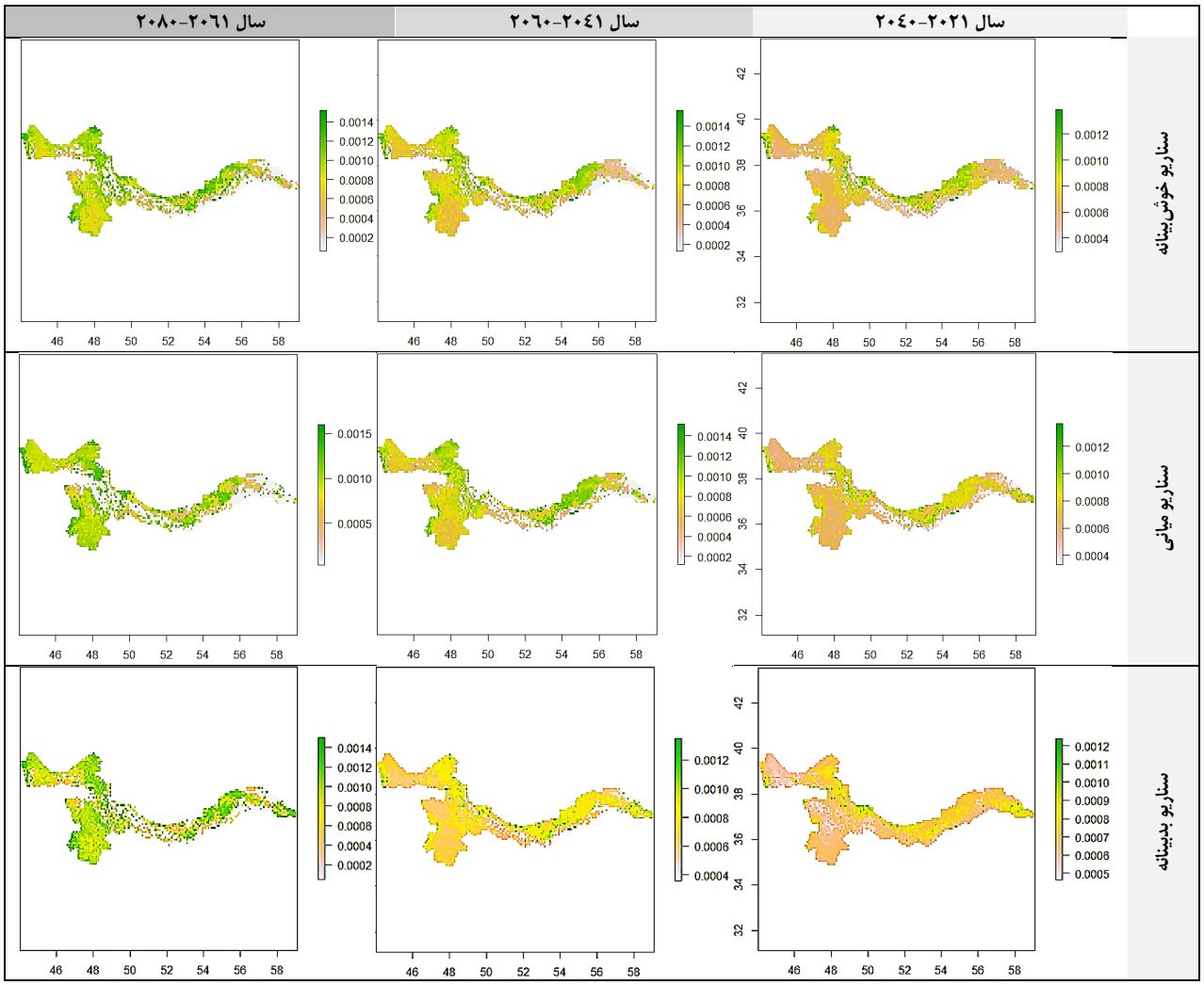
وضعیت تنوع بتا آینده حوضه دریای خزر تحت سه سناریو خوش‌بینانه (ssp126)، میانی (ssp245) و بدبینانه (ssp585) در سه دوره زمانی (۲۰۲۱–۲۰۴۰، ۲۰۴۱–۲۰۶۰ و ۲۰۶۱–۲۰۸۰) مورد ارزیابی قرار گرفت. در دوره زمانی اول (۲۰۲۱–۲۰۴۰) از هر سه سناریو، تنوع بتا نسبت به دوره‌های زمانی بعدی مناسب‌تر بود، اما با گذشت زمان در دوره زمانی دوم و سوم، این مقدار روند کاهشی شدیدی به خود گرفت. این روند کاهشی زیرحوضه‌های مهمِ سفیدرود و ارس (در بخش غربی حوضه) و اترک و گرگانرود (در بخش شرقی حوضه) را بیش‌تر تحت تأثیر قرار داد (شکل ۴). به‌طورکلی، وضعیت تنوع بتا حوضه دریای خزر تحت هر سه سناریو در زمان حال وضعیت خوبی نداشت و در آینده میزان آن دوباره کاهش خواهد یافت. این شدت کاهش در مناطق دورتر از خط ساحلی دریای خزر در زیرحوضه‌های سفیدرود، ارس، اترک و گرگانرود مشهودتر است.



شکل ۳- وضعیت تنوع بتا جمعیت ماهی‌های آب شیرین بخش جنوبی حوضه دریای خزر در زمان حال

جدول ۲- تفکیک میانگین مربع ضریب پیشایندی برای بخش مقید و نامقید در آنالیز افزونگی

	اینرسی	ضریب پیشایندی
مقید	۰٫۰۶۸/۰e-۰۷	۰٫۰۳۳۱
نامقید	۷۴۸/۱e-۰۷	۰٫۹۶۶۹
جمع کل	۸۰۸/۱e-۰۷	۱٫۰۰۰۰



شکل ٤. تنوع بتا پیش‌بینی شده برای سه دوره زمانی سال‌های ۲۰۲۱-۲۰۴۰، ۲۰۴۱-۲۰۶۰ و ۲۰۶۱-۲۰۸۰ با سه سناریوی ssp126 (خوش‌بینانه)، ssp245 (میانی) و ssp585 (بدبینانه)

بحث

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که در حال حاضر وضعیت تنوع بتا در بخش جنوبی حوضه دریای خزر در سطح پایینی قرار دارد و با ادامه روند فعلی، در آینده نیز با کاهش قابل توجهی روبه‌رو خواهد شد. این کاهش تنوع در مناطق دور از خط ساحلی و زیرحوضه‌های مهمی همچون سفیدرود، ارس، اترک و گرگانرود بیش‌تر نمایان بود. الگوی تنوع بتا می‌تواند تحت تأثیر موقعیت زیستگاه و حضور و عدم حضور گونه‌ها شکل بگیرد (Heino *et al*., 2018). بیش‌تر رودخانه‌های بخش جنوبی حوضه دریای خزر در نهایت به دریای خزر می‌ریزند و نواحی دورتر از خط ساحلی اغلب شامل سرشاخه و بالادست رودخانه‌ها می‌شود. بالادست حوضه رودخانه به‌دلیل سرعت جریان بیش‌تر آب، انزوای فیزیکی و تاثیرپذیری بیش‌تر از عوامل محیطی اشغال محدودی از گونه‌ها را دارد (Shao *et al*., 2019). همچنین امکان جابه‌جایی جمعیت‌های ماهی در آن کم‌تر است. در مقابل، قسمت‌های پایین دست رودخانه که شامل نواحی اتصال به دریا و نزدیک به مرکز شبکه هیدرولوژیکی است ممکن است گونه‌های مهاجر بیش‌تری را از سایر مکان‌ها دریافت کند (Rahel *et al*., 2018)، مانند گونه‌هایی که برای تولیدمثل از دریا وارد رودخانه می‌شوند. همچنین به علت اتصال چند رودخانه به هم و پرآب بودن این بخش از رودخانه گونه‌های بیش‌تری به قسمت پایین دست وارد می‌شوند (Heino and de Mendoza, 2016). نکته دیگر این‌که اشغال زیستگاه‌های مختلف یک رودخانه به فیزیولوژی گونه‌ها نیز بستگی دارد (Heino *et al*., 2018). برخی گونه‌ها در شرایط زیستگاهی خاص زیست می‌کنند (تخصص‌گرا) و برخی در مناطق وسیع با شرایط مختلف پراکنش دارند (عام‌گرا)، برخی نیز حالت متوسط دارند. اغلب مناطق بالادست رودخانه با گونه‌های تخصص‌گرا اشغال می‌شود. اما شرایط حساس موقعیت زیستگاه این گونه‌ها تحت تأثیر شرایط جغرافیایی و اقلیمی در الگوی تنوع بتا تأثیرگذار بوده و می‌تواند سهم گونه‌های تخصص‌گرا در مقایسه با گونه‌های عام‌گرا را در ایجاد تنوع بتا کاهش دهد (Heino and Grönroos, 2017). همچنین از آنجا که نرخ نابودی جمعیت‌ها در بالادست به‌علت سرعت جریان بیش‌تر و میزان آب کم‌تر بالاست، این ممکن است تنوع بتا جمعیت‌های بالادست نسبت به پایین‌دست را کاهش می‌دهد (Baselga, 2010). بنابراین، مناطق بالادست نسبت به پایین‌دست سریع‌تر در معرض تهدید عوامل منفی موثر بر الگوی تنوع بتا قرار می‌گیرند. این موارد می‌تواند سرعت بیش‌تر کاهش تنوع بتا در زیرحوضه‌های سفیدرود، ارس و گرگانرود که جزو سرشاخه‌های بزرگ و مهمی که به دریای خزر می‌ریزند را توضیح دهد.

تنوع بتای بین مجموعه ماهی‌های آب شیرین بخش جنوبی حوضه دریای خزر ارتباط قوی‌ای با متغیرهای زیست‌اقلیمی نداشت. این نشان می‌دهد که احتمالاً عوامل دیگری در کاهش تنوع بتا ماهی‌های حوضه دریای خزر نقش پررنگ‌تری داشته‌اند. البته بایستی این نکته را نیز درنظر گرفت که ممکن است پارامترهای اقلیمی به‌طور غیرمستقیم بر این وضعیت نامطلوب تأثیر گذاشته باشند. تأثیر منفی تغییرات اقلیمی می‌تواند از طریق تغییر عوامل محیطی از جمله دما و بارش بر عوامل فیزیولوژیکی ماهی (Tao Juan *et al*., 2018) مانند تولیدمثل، تغذیه و مهاجرت (Vuorinen *et al*., 2015) و عوامل اکولوژیک مانند خصوصیات و ساختار زیستگاه ماهی تاثیر بگذارد (Whitney *et al*., 2016; Carozza *et al*., 2019). مطالعات قبلی نشان داده‌اند که تنوع بتا با فاصله جغرافیایی همبستگی بسیار قوی‌تری نسبت به شرایط اقلیمی دارد (Leprieur *et al*., 2009; Griffiths, 2017). نتایج پژوهشی در رابطه با سهم مکان و گونه در ایجاد تنوع بتا نیز نشان داد که تنوع ماهی‌های رودخانه چیشویی چین به خوبی توسط ارتباط بین مکان‌ها توضیح داده می‌شود (Xia *et al*., 2022). برای ماهی‌های آب شیرین، منطقی است که فاصله جغرافیایی نقش بیش‌تری نسبت به تغییرات اقلیمی در شکل‌دهی الگوهای تنوع بتا در سراسر حوضه ایفا کند، زیرا ارتباط جغرافیایی درون حوضه آبریز نسبت به شرایط اقلیمی، پراکنش ماهی‌ها را بیشتر تحت تأثیر قرار می‌دهد (Griffiths, 2017, 2015). به‌طور مثال، اگر وضعیت مطلوب اقلیمی در سراسر حوضه آبریز برقرار باشد، برای ارتباط جمعیت‌های ماهی آب شیرین باید ارتباط جغرافیایی نیز برقرار باشد در غیر این‌صورت پراکندگی و مهاجرتی رخ نخواهد داد. بنابراین، اتصال بین زیرحوضه‌های یک حوضه آبریز احتمالاً نقش مهم‌تری نسبت به فواصل جغرافیایی بین زیرحوضه‌ها در تعیین پراکنش ماهی‌ها ایفا می‌کند و تنوع بتا را از این طریق بین مجموعه‌های ماهی هدایت می‌کند

(Qian *et al*., 2021). از طرف دیگر مطالعات نشان داده است که گونه‌های مهاجم نقش محوری در شکل‌دهی الگوهای تنوع بتا دارند و اثرات آن می‌تواند حتی قوی‌تر از اثرات انسانی باشد (Gavioli *et al*., 2022). اگرچه حضور گونه‌های غیربومی و یا مهاجم می‌تواند تنوع محلی (تنوع آلفا) را افزایش دهد، اما در سطح منطقه‌ای (تنوع بتا)، جوامع ماهی با از دست دادن گونه‌های بومی و نادر، همگن‌تر می‌شوند (Pool *et al*., 2012). بنابراین، ضعیف بودن نقش عوامل زیست‌اقلیمی در توصیف تنوع بتا در آنالیز افزونگی می‌تواند ناشی از فرآیندهای فضایی (مکانی) باشد.

وضعیت تنوع بتا گونه‌های ماهی آب شیرین در حوضه دریای خزر مسأله‌ای است که می‌تواند پیامدهای گسترده‌ای بر ساختار زیستی، پایداری اکوسیستم‌های آب شیرین و منابع اقتصادی منطقه داشته باشد. در صورت تداوم مشکلات کنونی، این روند تضعیف تنوع بتا تشدید شده و منجر به یکنواختی و کاهش پیچیدگی اکوسیستم آن می‌شود. امری که می‌تواند منجر به انقراض گونه‌های بومی، کاهش تنوع ژنتیکی و در نهایت آسیب به ساختارهای زیستی شود. مطالعه حاضر نشان داد که مناطق پرشیب بالادست رودها بیشتر در معرض کاهش تنوع خواهند بود و در سناریوهای بدبینانه این مسأله تشدید خواهد شد. براین اساس، تنوع گونه‌ای ماهی‌های حوضه خزر به‌خصوص مناطق مذکور نیازمند مدیریت برنامه‌ریزی شده برای حفاظت این گونه‌ها، جلوگیری از تخریب و دستکاری زیستگاه‌های آن‌ها و همچنین جلوگیری از معرفی گونه‌های جدید و رهاسازی غیرقانونی در تمام طول حوضه خزر می‌باشد.

تشکر و قدردانی

نویسندگان این مقاله از حمایت‌های معنوی دانشگاه تهران تشکر و قدردانی می‌نمایند.

منابع

Baselga A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19(1), 134-143.

Bevilacqua S., Terlizzi A. 2020. Nestedness and turnover unveil inverse spatial patterns of compositional and functional β-diversity at varying depth in marine benthos. *Diversity and Distributions* 26(6), 743-757.

Capon S.J., Stewart-Koster B., Bunn S.E. 2021. Future of Freshwater Ecosystems in a 1.5°C Warmer World. *Frontiers in Environmental Science* 9.

Carozza D.A., Bianchi D., Galbraith E.D. 2019. Metabolic impacts of climate change on marine ecosystems: Implications for fish communities and fisheries. *Global Ecology and Biogeography* 28(2), 158-169.

Chao A., Chazdon R.L., Colwell R.K., Shen T.-J. 2006. Abundance-based similarity indices and their estimation when there are unseen species in samples. *Biometrics* 62(2), 361-371.

Comte, L., Olden, J.D. 2017. Climatic vulnerability of the world's freshwater and marine fishes. *Nature Climate Change* 7(10), 718–722.

Eagderi S., Mouludi-Saleh A., Esmaeli H.R., Sayyadzadeh G., Nasri M. 2022. Freshwater lamprey and fishes of Iran; a revised and updated annotated checklist-2022. *Turkish Journal of Zoology* 46(6), 500-522.

Esmaeili H., Sayadzadeh G., Eagderi S., Abbasi K. 2018. Checklist of freshwater fishes of Iran. *Fishtaxa* 3: 1-95.

Free, C.M., Thorson, J.T., Pinsky, M.L., Oken, K.L., Wiedenmann, J., Jensen, O.P. 2019. Impacts of historical warming on marine fisheries production. *Science* 363 (6430), 979-983.

Gavioli A., Milardi M., Soininen J., Soana E., Lanzoni M., Castaldelli G. 2022. How does invasion degree shape alpha and beta diversity of freshwater fish at a regional scale? *Ecology and Evolution* 12(11), e9493.

Griffiths D. 2015. Connectivity and vagility determine spatial richness gradients and diversification of freshwater fish in North America and Europe. *Biological Journal of the Linnean Society* 116(8), 773–786.

Griffiths D. 2017. Connectivity and vagility determine beta diversity and nestedness in North American and European freshwater fish. *Journal of Biogeography* 44(4), 1723-1733.

Heino J. 2013. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews* 88(1), 166-178.

Heino J., de Mendoza G. 2016. Predictability of stream insect distributions is dependent on niche position, but not on biological traits or taxonomic relatedness of species. *Ecography* (Cop.) 39(12), 1216-1226.

Heino J., Grönroos M. 2017. Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. *Oecologia* 183(1), 151-160.

Heino J., Tolonen K.T. 2018. Ecological niche features override biological traits and taxonomic relatedness as predictors of occupancy and abundance in lake littoral macroinvertebrates. *Ecography* 41(12), 2092-2103.

Kuhn M. 2019. The caret Package [WWW Document].

Legendre P., De Cáceres M. 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* 16(8), 951-963.

Legendre P., Legendre L. 2012. Numerical ecology. Elsevier. 24.

Leprieur F., Olden J.D., Lek S., Brosse S. 2009. Contrasting patterns and mechanisms of spatial turnover for native and exotic freshwater fish in Europe. *Journal of Biogeography* 36(10), 1899-1912.

Leprieur F., Tedesco P.A., Hugueny B., Beauchard O., Dürr H.H., Brosse S., Oberdorff T. 2011. Partitioning global patterns of freshwater fish beta diversity reveals contrasting signatures of past climate changes. *Ecology Letters* 14(4), 325-334.

Logez M., Pont D. 2013. Global warming and potential shift in reference conditions: the case of functional fish-based metrics. *Hydrobiologia* 704, 417-436.

Lynch A.J., Cooke S.J., Deines A.M., Bower S.D., Bunnell D.B., Cowx I.G., Nguyen V.M., Nohner J., Phouthavong K., Riley B. 2016. The social, economic, and environmental importance of inland fish and fisheries. *Environmental Reviews* 24(2), 115-121.

Markovic D., Carrizo S.F., Kärcher O., Walz A., David J.N.W. 2017. Vulnerability of European freshwater catchments to climate change. *Global Change Biology* 23(9), 3567-3580.

Mostafavi H., Kambouzia J. 2019. Impact of climate change on the distribution of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, 1758 (Teleostei: Salmonidae) using ensemble modelling approach in Iran. *Iranian Journal of Ichthyology* 6(1), 73-81.

Mouludi-Saleh A., Eagderi S., Poorbagher H. 2022. Ichthyofauna of the Iranian part of the Sirvan River drainage with the first record of *Cobitis avicenna* and *Oxynoemacheilus euphraticus. International Journal of Aquatic Biology* 10(3), 242-253.

Parding K.M., Dobler A., McSweeney C.F., Landgren O.A., Benestad R., Erlandsen H.B., Mezghani A., Gregow, H., Räty O., Viktor E. 2020. GCMeval--An interactive tool for evaluation and selection of climate model ensembles. *Climate SERV* 18, 100167.

Pletterbauer F., Melcher A., Graf W. 2018. Climate change impacts in riverine ecosystems. Riverine Ecosystem Management: Science for Governing Towards a Sustainable Future 8, 203-223.

Poff N.L., Olden J.D., Strayer D.L. 2012. Climate change and freshwater fauna extinction risk. Saving a Million Species: Extinction Risk from Climate 309-336.

Pool T.K., Olden J.D. 2012. Taxonomic and functional homogenization of an endemic desert fish fauna. *Diversity and Distributions* 18(4), 366-376.

Poorbagher H. 2018. Analyzing data in aquatic ecology with R. University of Tehran Press.

Poorbagher, H., Eagderi, S. 2024. Predicting the distribution of fish community in the Persian Gulf using joint species distribution modelling with a latent variable model. *Iranian Journal of Ichthyology* 11(1), 69-78.

Qian H., Cao Y., Chu C., Li D., Sandel B., Wang X., Jin Y. 2021. Taxonomic and phylogenetic β-diversity of freshwater fish assemblages in relationship to geographical and climatic determinants in North America. *Global Ecology and Biogeography* 30(10), 1965-1977.

Rahel F.J., Smith M.A. 2018. Pathways of unauthorized fish introductions and types of management responses. *Hydrobiologia* 817, 41-56.

Reid,A. 2019. Climate change education and research: possibilities and potentials versus problems and perils? *Environmental Education Research.* 25(6), 767-790.

Shao X., Fang, Y., Jawitz J.W., Yan J., Cui B. 2019. River network connectivity and fish diversity. *Science of The Total Environment* 689, 21-30.

Tao Juan T.J., He DeKui H.D., Kennard M.J., Ding ChengZhi D.C., Bunn S.E., Liu ChunLong L.C., Jia YinTao J.Y., Che RongXiao C.R., Chen YiFeng C.Y. 2018. Strong evidence for changing fish reproductive phenology under climate warming on the Tibetan Plateau. *Global Change Biology* 24(5), 2093-2104.

Thrush S.F., Hewitt J.E., Cummings V.J., Norkko A., Chiantore M. 2010. β-Diversity and Species Accumulation in Antarctic Coastal Benthos: Influence of Habitat, Distance and Productivity on Ecological Connectivity. *PLoS One* 5(7), e11899.

Vuorinen I., Hänninen J., Rajasilta M., Laine P., Eklund J., Montesino-Pouzols F., Corona F., Junker K., Meier H.E.M., Dippner J.W. 2015. Scenario simulations of future salinity and ecological consequences in the Baltic Sea and adjacent North Sea areas–implications for environmental monitoring. *Ecological Indicators* 50(), 196-205.

Wehrly K.E., Wiley M.J., Seelbach P.W. 2003. Classifying regional variation in thermal regime based on stream fish community patterns. *Transactions of the American Fisheries Society* 132(1), 18-38.

Whitney J.E., Al-Chokhachy R., Bunnell D.B., Caldwell C.A., Cooke S.J., Eliason E.J., Rogers M., Lynch A.J., Paukert C.P. 2016. Physiological basis of climate change impacts on North American inland fishes. *Fisheries* 41(7), 332-345.

Wilkinson D.P., Golding, N., Guillera-Arroita G., Tingley R., McCarthy M.A. 2019. A comparison of joint species distribution models for presence--absence data. *Methods in Ecology and Evolution* 10(2), 198-211.

Xia Z., Heino J., Yu F., He Y., Liu F., Wang J. 2022. Spatial patterns of site and species contributions to $β$ diversity in riverine fish assemblages. *Ecological Indicators* 145(1), 109728.

Zbinden Z.D., Matthews W.J. 2017. Beta diversity of stream fish assemblages: partitioning variation between spatial and environmental factors. *Freshwater Biology* 62(8), 1460-1471.

Zuur A.F., Ieno E.N., Smith G.M. 2007. Analysing ecological data. *Springer*, USA.

Journal of Aquaculture Sciences Vol. 13, No 25, 25-35
Print ISSN: 2322-5351
www.aquaculturesciences.ir

The effect of climate change on the Beta diversity of freshwater fish species in the Caspian Sea basin

Zahra Mehrabani, Soheil Eagderi*, Hadi Poorbagher

Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran.

*Corresponding author: soheil.eagderi@ut.ac.ir

Received: 6.Jun.2025 **Accepted: 5.Agu.2025**

Abstract

Beta diversity is a biodiversity index that describes the species differences among habitats. Climate change influences that, directly and indirectly. In the present research, the studied species were sampled from rivers in the Caspian Sea Basin. 19 bioclimatic variables were obtained from the WorldClim website (from 2000 to 2021). All operations were performed using R functions. Correlation variables were examined with Pearson correlation and the findCorrelation function in the caret package. Present beta diversity was calculated using the Jaccard dissimilarity matrix and the adespatial package. The bioclimatic variables and beta diversity were ordinated with Redundancy analysis (RDA) and the vegan package. Presence-absence data were converted using the Spatial Weighting Matrix (SWM) and gabrielneigh function. The best GCM for predicting future climatic parameters was selected through the web-based program GCMeval. The presence of fish in the future was modeled using the Joint Species Distribution Modelling (JSDM). Continuous data of future presence was given a threshold. Presence-absence data were used for predicting future beta diversity. Finally, future beta diversity was estimated for three scenarios: ssp126 (optimistic), ssp245 (moderate), and ssp585 (pessimistic), across three periods from 2021 to 2080. The results showed that the current state of beta diversity in the Caspian Sea Basin is unfavorable, and its declining trend will continue. The effects of bioclimatic parameters on the beta diversity were not significant, suggesting that other factors may influence it. The poor beta diversity underscores the need for effective conservation policies and sustainable management of natural resources.

Keywords: Beta diversity, Caspian Sea basin, Freshwater fishes, Climate change