Archive of SID

شیلات، مجله منابع طبیعی ایران

دوره ۷۱، شماره ۳، پاییز ۱۳۹۷

صفحات ۲۳۵-۲۲۵

تأثیر نوع مدل و اهمیت پارامترهای زیستگاهی بر پیش‌بینی نمایه‌های تنوع-زیستی (مطالعه ماهیان رودخانه توتکابن در جنوب دریای خزر)

فاتح معزی[۱]، هادی پورباقر[۲]، سهیل ایگدری[۲]*

۱. دانشجوی دکتری گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.
۲. دانشیار گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۳/۲۱ تاریخ تصویب: ۱۳۹۷/۹/۱۹

چکیده

مدل‌های زیستگاهی ابزارهایی کاربردی در برآورد فراوانی گونه‌ای و تنوع‌زیستی جوامع آبزیان با استفاده از متغیرهای زیستگاه می‌باشند که می‌توانند در بهره‌برداری و حفاظت از گونه‌های آبزیان بسیار مفید واقع شوند. شناخت مدل‌های دارای بهترین عملکرد و همچنین یافتن متغیرهای ورودی دارای بیشترین اهمیت و اثرگذاری، می‌تواند در به‌کارگیری مناسب آن‌ها و تصمیمات اتخاذ شده مؤثر باشد. در مطالعه حاضر، عملکرد چهار نوع مدل (شامل مدل رگرسیون خطی چندگانه، مدل رگرسیون حداقل مربعات جزیی، مدل ماشین بُردار پشتیبان و مدل جنگل تصادفی) جهت پیش‌بینی نمایه‌های تنوع‌زیستی ماهیان رودخانه توتکابن در جنوب دریای خزر بر مبنای متغیرهای زیستگاهی مورد مقایسه قرار گرفت و میزان اهمیت متغیرهای محیطی مورد استفاده نیز در هر یک از مدل‌ها بررسی گردید. بر اساس نتایج، مدل‌های رگرسیون خطی چندگانه و رگرسیون حداقل مربعات جزئی ضعیف‌ترین عملکرد را در برآورد نمایه‌های تنوع‌زیستی نشان دادند. بهترین عملکرد مربوط به مدل‌های ماشین بردار پشتیبان و جنگل تصادفی بود. برای مدل‌های مختلف، میزان اهمیت پارامترهای محیطی در ارتباط با هر یک از نمایه‌های تنوع متغیر بود. در مجموع، مدل‌های ماشین بردار پشتیبان و جنگل تصادفی به‌عنوان مدل‌های مناسب جهت بررسی نمایه‌های تنوع‌زیستی پیشنهاد می‌شوند.

واژگان کلیدی: مدل، تنوع‌زیستی، دریای خزر، زیستگاه، پیش‌بینی.

* نویسنده مسئول: تلفن: ۹۸۲۶۳۲۲۲۳۰۴۴+ ایمیل: poorbagher@ut.ac.ir

www.SID.ir

Archive of SID

۱. مقدمه

گستره‌های مناسب زیستگاهی برای گونه‌های ماهیان در بردارنده محدوده‌های مکانی دارای بازه‌های معین تغییرات ویژگی‌های زیستی و غیرزیستی (Vanderklift *et al*., 2007; Schultz *et al*., 2012; Fulton *et al*., 2016) و همچنین فرآیندهای کلیدی اکولوژیکی از جمله جستجو، گیاهخواری و شکارگری (Guisan and Thuiller, 2005; Ferrari *et al*., 2012) می‌باشند. نیازمندی‌های زیستگاهی غالباً به‌صورت ویژگی‌های غیرزیستی یک محیط تعریف می‌شوند که جهت بقا و ماندگاری افراد یا جمعیت‌ها ضروری هستند (Armstrong *et al*., 2003).

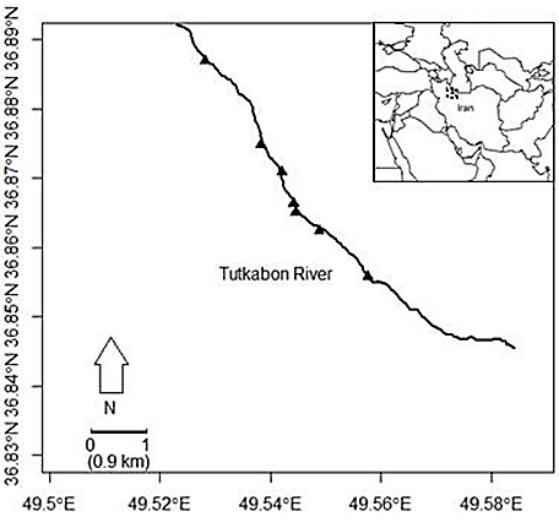
گرادیان‌های تغییرات پارامترهای زیستگاهی در گستره اکوسیستم‌های آبی تغییراتی را در الگوهای توزیع فراوانی، تنوع و غنای گونه‌ای جوامع آبزیان سبب شده و مطالعه ویژگی‌های زیستگاهی به‌عنوان عوامل مهم اثرگذار بر تغییرات تنوع‌زیستی، از اهیمت زیادی برخوردار است (Moore *et al*., 2011; Ferrari *et al*., 2012; Guisan *et al*., 2013). شواهد بسیاری در رابطه با تأثیر خصوصیات زیستگاه بر فراوانی و تنوع ماهیان در مطالعات انجام شده وجود دارد (Friedlander *et al*., 2003; Gratwicke and Speight, 2005; Ferrari *et al*., 2018). ساختار فیزیکی زیستگاه به‌عنوان عامل اصلی تعیین فراوانی و ترکیب گونه‌ای ماهیان رودخانه‌ای برشمرده شده است (Vadas and Orth, 2001). گروه‌های عملکردی مختلف ماهیان از نظر نیازمندی‌ها و ترجیح‌های زیستگاهی متفاوت بوده و به این ترتیب حضور، فراوانی و تنوع آن‌ها در گستره‌های مکانی مختلف تحت تأثیر زیستگاه قرار می‌گیرد (Curley *et al*., 2002; Chittaro, 2004; Harborne *et al*., 2012; Rees *et al*., 2014).

بررسی الگوهای توزیع گونه‌ای در ارتباط با ویژگی‌های زیستگاهی در قالب مدل‌های آماری و غیرآماری به‌عنوان ابزارهایی کارآمد در زمینه‌های حفاظتی برای اکولوژیست‌ها و مدیران مطرح بوده است (Loiselle *et al*., 2003; Vaughan and Ormerod, 2003; Rushton *et al*., 2004; Harborne *et al*., 2011) و امروزه مدل‌سازی زیستگاه ماهیان آب‌شیرین یک زمینه تحقیقاتی مهم به‌حساب می‌آید (Guay *et al*., 2000; Lamouroux and Jowett, 2005; Olden *et al*., 2008; Strayer and Dudgeon, 2010; Mouton *et al*., 2011). یک مدل زیستگاه مجموعه‌ای از اجزای زیستگاهی را جهت پیش‌بینی برخی ویژگی‌های جمعیتی موجودات به کار می‌گیرد (Ahmadi-Nedushan *et al*., 2006). مدل‌های زیستگاه با سه هدف اصلی مورد استفاده قرار می‌گیرند: پیش‌بینی حضور گونه‌ها بر مبنای متغیرهای زنده و غیرزنده، بهبود درک روابط گونه-زیستگاه، و کمّی‌سازی نیازمندی‌های زیستگاهی (Ahmadi-Nedushan *et al*., 2006; Pittman *et al*., 2007). این مدل‌ها در موارد کاربردی همچون ارزیابی پراکنش بالقوه گونه‌های مهاجم (Peterson and Robins, 2003; Rouget *et al*., 2004; Thuiller *et al*., 2005)، تشخیص و مدیریت گونه‌های در معرض خطر (Engler *et al*., 2004; Norris, 2004)، اولویت‌بندی مکانی جهت حفاظت از تنوع زیستی (Araújo *et al*., 2004; Ortega-Huerta and Peterson, 2004) و ارزیابی پیامدهای تغییرات اقلیمی بر الگوهای توزیع گونه‌ای (Skov and Svenning, 2004; Thuiller *et al*., 2005) مورد استفاده قرار گرفته‌اند.

امروزه اهمیت مدل‌سازی مناسب ارتباطات بین گونه‌ها و زیستگاه آن‌ها به خوبی شناخته شده و روش‌های مختلفی در این زمینه مورد استفاده قرار گرفته است. تاکنون مجموعه گسترده‌ای از مدل‌های توزیع گونه‌ای، از جمله مدل‌های آماری مبتنی بر رگرسیون خطی و غیرخطی (Oyafuso *et al*., 2017) و مدل‌های مبتنی بر تکنیک‌های یادگیری ماشین از جمله تکنیک‌های درخت‌وار (Guisan and Zimmerman, 2000; Harborne *et al*., 2018) و تکنیک ماشین بردار پشتیبان (Guisan and Zimmerman, 2000; Muñoz-Mas *et al*. 2016) معرفی و مورد استفاده قرار گرفته‌اند. برای نمونه، در مطالعه Lin و همکاران (۲۰۱۵) مجموعه‌ای از رویکردهای مدل‌سازی مختلف شامل مدل خطی تعمیم‌یافته (Generalized linear model)، مدل جمعی تعمیم یافته (Generalized additive model)، و تکنیک‌های یادگیری ماشین شامل ماشین بردار پشتیبان (Support vector machine)، جنگل تصادفی (Random forest) و شبکه‌های عصبی مصنوعی

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۱ – محل‌های نمونه برداری (▲) در روخانه توتکابن.

(Artificial neural networks) جهت بررسی توزیع فراوانی ماهی در ارتباط با متغیرهای زیستگاهی مورد استفاده قرار گرفته است. همچنین در مطالعه Muñoz-Mas و همکاران (۲۰۱۶) تعدادی از تکنیک-های یادگیری ماشین از جمله تکنیک‌های جنگل تصادفی و ماشین بردار پشتیبان جهت بررسی توزیع ماهی قزل‌آلا در ارتباط با تأثیر تغییرات اقلیمی بر پارامترهای عمق، سرعت و بستر رودخانه مورد استفاده قرار گرفتند. این روش‌ها در بررسی مدل‌های توزیع مکانی موجودات در ارتباط با تنوع زیستی و غنای گونه‌ای به کار گرفته شده‌اند (Pittman *et al.*, 2009). ارزیابی دقت عملکرد و پیش‌بینی مدل‌های توزیع گونه‌ای یکی از مهم‌ترین موارد در استفاده از آن‌ها می‌باشد که در تعیین میزان مطلوبیت مدل و نیز شناخت جنبه‌های نیازمند بهبود آن‌ها، بسیار مفید خواهد بود (Allouche *et al.*, 2006). همچنین، ارزیابی عملکرد مدل‌ها می‌تواند مبنایی برای مقایسه تکنیک‌های مدل‌سازی جایگزین بوده (Pearson *et al.*, 2006) و کاربران را قادر سازد تا چگونگی اثرگذاری ویژگی‌های مختلف داده‌ها یا گونه‌های مورد مطالعه بر دقت پیش‌بینی مدل‌ها را بررسی نمایند (Seoane *et al.*, 2005).

با توجه به مطالب فوق، هدف از انجام مطالعه حاضر بررسی عملکرد روش‌های مختلف مدل‌سازی در برآورد شاخص‌های تنوع‌زیستی بر مبنای مجموعه‌ای از ویژگی‌های زیستگاهی ماهیان در محدوده رودخانه توتکابن در حوضه جنوبی دریای خزر بود. در این مطالعه عملکرد مدل‌های رگرسیون خطی چندگانه (Multiple linear regression model)، مدل رگرسیون حداقل مربعات جزئی (Partial least squared regression model)، مدل ماشین‌بردار پشتیبان و مدل جنگل تصادفی مورد بررسی قرار گرفته و در این راستا، به تجزیه و تحلیل اهمیت و سهم ویژگی‌های مختلف زیستگاهی در تعیین نمایه‌های تنوع‌زیستی در مدل‌های مورد اشاره نیز پرداخته شد.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۲. نمونه‌برداری

نمونه‌های ماهی با استفاده از دستگاه الکتروشوکر (Samus 750) دارای ولتاژ ۱۰۰۰ ولت مستقیم پالس‌دار از رودخانه توتکابن صید شدند (شکل ۱). نمونه‌برداری در پاییز ۱۳۹۳ در ۷ ایستگاه در مسیر رودخانه توتکابن (استان گیلان، زیر حوضه رودخانه سفیدرود) در یک خط نمونه (Transect) در مسیری به طول ۳۰ متر و به‌صورت سه تکرار از سمت پایین ایستگاه به سمت بالا به روش دو رفت در تمام عرض رودخانه انجام شد. ایستگاه‌های نمونه‌برداری به‌نحوی انتخاب شدند که علاوه‌بر عدم همپوشانی با یکدیگر، متاثر از فعالیت‌های انسانی زیاد نبوده و بیشترین تعداد ممکن برای پایش کل رودخانه را شامل شوند. برای اطمینان از صید کامل نمونه‌ها در تمامی ایستگاه‌ها از یک تور ساچوک پشتیبان و نیز یک تور گوشگیر ریز چشمه استفاده شد و کلیه ماهیان موجود در هر ایستگاه جمع‌آوری شدند. نمونه‌های صید شده بعد از بیهوشی در محلول یک درصد گل میخک، براساس Coad (۲۰۱۸) مورد شناسایی قرار گرفته و تعداد آن‌ها در هر ایستگاه ثبت گردید. سپس نمونه‌ها پس از بازیابی قدرت شنای مجدد، به رودخانه بازگردانده شدند. با توجه به‌صرف زمان تقریباً برابر در صید نمونه‌ها، فراوانی نسبی ماهیان نیز مشخص شد.

۲.۲. اندازه‌گیری پارامترهای محیطی

طول و عرض جغرافیایی و ارتفاع از سطح دریا با استفاده از یک دستگاه GPS دستی (Garmin

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۱ – مقدار RMSE مربوط به پیش‌بینی نمایه‌های تنوع (Shannon H' Log Base 10 = shlb10؛ Shannon H_{max} Log Base = shmlb10؛ Shannon J´ = sj؛ Alpha = al؛ V(N.D.) = vnd؛ Berger-Parker Dominance = bpd؛ Simpsons Diversity (d) = sd؛ Hill's = hnh0؛ Number H0 = hnh1؛ Hill's Number H1 = hnh2؛ Hill's Number H2 = mmb10؛ Margalef M Base 10 = mdu؛ Mackintosh Distance = mdd؛ Mackintosh Diversity = me؛ Mackintosh E = me). اعداد زیرخط‌دار نشان‌دهنده مدل با بهترین عملکرد پیش‌بینی (کمترین مقدار RMSE) هستند.

RMSE	shlb10	Shmlb10	sj	al	vnd	bpd	sd	hnh0	hnh1	hnh2	mmb10	mdu	mdd	me
MLR	۰/۲۸	۰/۱۹	۰/۴۲	۰/۵۳	۲/۴۹	۰/۴۳	۰/۳۹	۱/۹۶	۷/۷۶	۰/۰۰۱	۱/۲۱	۰/۳۰	۰/۰۵	۰/۰۳
PLSR	۰/۱۶	۰/۱۳	۰/۱۹	۰/۴۴	۱/۰۸	۰/۱۸	۰/۱۸	۱/۴۲	۴/۹۲	۰/۰۰۱	۰/۷۳	**۰/۲۵**	۰/۰۳	۰/۰۲
SVM	**۰/۱۵**	۰/۱۴	**۰/۱۶**	۰/۵۳	**۰/۹۲**	**۰/۱۷**	**۰/۱۶**	۱/۶۲	**۴/۳۴**	**۰/۰**	**۰/۴۰**	۰/۳۴	۰/۰۲	**۰/۰۱**
RF	۰/۱۷	**۰/۱۱**	۰/۲۰	**۰/۴۲**	۱/۱۸	۰/۲۰	۰/۱۹	**۱/۱۹**	۵/۲۳	**۰/۰**	۰/۵۶	۰/۳۷	**۰/۰۲**	۰/۰۲

eTrex 30x) تعیین گردید. بلافاصله بعد از صید نمونه‌ها، متغیرهای زیستگاهی اندازه‌گیری و ثبت شدند. متغیرهای اندازه‌گیری شده شامل ۷ متغیر ارتفاع از سطح دریا (m)، عمق آب (cm)، عرض رودخانه (m)، سرعت جریان (m/s)، ساختار بستر یا قطر متوسط سنگ بستر (cm) و شاخص بستر بودند. عرض رودخانه (m)، در سه ناحیه ابتداء، وسط و انتهای هر ایستگاه اندازه‌گیری و میانگین آن به‌عنوان عرض رودخانه ثبت شد. سرعت جریان (m/s)، رودخانه طبق روش جسم شناور (Hasanli, 1999) و با سه تکرار در هر ایستگاه تخمین زده شد. در ۲۰ نقطه از هر ایستگاه، عمق رودخانه اندازه‌گیری و میانگین آن به‌عنوان عمق رودخانه ثبت شد. ساختار بستر با اندازه‌گیری قطر سنگ‌های غالب بستر رودخانه در ۲۰ پلات تصادفی ۵۰ در ۵۰ سانتی‌متر در هر ایستگاه اندازه‌گیری شد.

۳.۲. اندازه‌گیری محاسبه نمایه‌های تنوع آلفا

تعداد گونه‌های صیدشده جهت محاسبه نمایه‌های تنوع‌زیستی آلفا مورد استفاده قرار گرفته و مقادیر نمایه $H´$ شانون، H_{max} شانون، $J´$ شانون، نمایه *alpha*، آماره V از مدل خنثی Ewens/Caswell، غالبیت Berger-Parker، نمایه سیمپسون، تنوع هیل (Hill)، نمایه مارگالِف، فاصله مکینتاش، تنوع مکینتاش و یکنواختی مکینتاش محاسبه شدند. جهت انجام محاسبات مربوط به تمامی نمایه‌ها از نرم‌افزار Biodiversity Pro (McAleece *et al*., 1997) استفاده گردید.

۴.۲. مدل‌سازی آماری

پیش‌بینی هر یک از نمایه‌های تنوع آلفا با توجه به مقادیر پارامترهای محیطی با استفاده از مدل رگرسیون خطی چندگانه، مدل رگرسیون حداقل مربعات جزئی، ماشین‌بردار پشتیبان و جنگل تصادفی انجام شد. جهت پرهیز از بیش‌برازش از درست‌نمایی متقابل (cross-validation) به روش leave-one-out استفاده گردید (Kuhn and Johnson, 2013). برای هر نمایه تنوع‌زیستی، ریشه میانگین مربع خطای آن با استفاده از فرمول زیر محاسبه و مدل دارای کمترین مقدار آن به‌عنوان بهترین مدل برای نمایه تنوع موردنظر برگزیده شد.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum(\hat{y}_i - y_i)^2}{n}}$$

در این فرمول y_i مقدار واقعی برای یک نمایه تنوع خاص، $\hat{y}_i$ مقدار پیش‌بینی شده برای یک نمایه تنوع خاص و n تعداد نمونه می‌باشد. جهت تعیین اهمیت هر متغیر مستقل از تابع varImp و بسته caret در نرم‌افزار R استفاده گردید. کلیه محاسبات آماری با بسته caret در نسخه R3.4.3 از نرم‌افزار انجام شدند.

۳. نتایج

در مجموع ۷ گونه ماهی شامل جویبار ماهی خاردار سانیا (*C. saniae*)، سس‌ماهی کورا (*Barbus cyri*)، سیاه‌ماهی رازی (*Capoeta razii*)، مرواریدماهی (*Alburnus filipi*)، گاوماهی ایرانی (*Ponticola iranicus*)، جویبارماهی بدون خار سفیدرود (*Oxynemachilus bergianus*) و ماهی خیاطه سمیعی (*Alburnoides samiii*)، در طی عملیات نمونه‌برداری صید گردید.

جدول ۱ نشان‌دهنده مقادیر RMSE مربوط به پیش‌بینی نمایه‌های تنوع توسط مدل‌های مورد بررسی می‌باشد. مدل رگرسیون خطی چندگانه برای تمامی

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۲ - مقادیر اهمیت هر یک از پارامترهای محیطی (از صفر تا ۱۰۰) بر اساس مقادیر پیش‌بینی شده نمایه‌های تنوع (برای اطلاع از حروف اختصاری مربوط به هر ستون به تیتر جدول ۱ مراجعه کنید) در مدلهای رگرسیون خطی چندگانه (MLR)، رگرسیون حداقل مربعات جزیی (PLSR)، ماشین بردار پشتیبان (SVM) و جنگل تصادفی (RF). خانه‌های سایه‌دار نشان‌دهنده مدل دارای بهترین عملکرد پیش‌بینی (کمترین مقدار RMSE) برای نمایه‌های تنوع می‌باشد. اعداد زیرخط‌دار نشان‌دهنده پارامترهای دارای بیشترین اهمیت در مدل‌ها هستند.

مدل رگرسیون خطی چندگانه (MLR)

	shlb10	shmlb10	sj	al	vnd	bpd	sd	hnh0	hnh1	hnh2	mmb10	mdu	mdd	me
ارتفاع	۱۰۰	۸۳/۰۰	۵۶/۶	۱۰۰	۶۹/۳۲	۱۰۰	۱۰۰	۹۱/۵۲	۱۰۰	۱۰۰	۰/۲۷	۱۰۰	۴۴/۵	۱۰۰
عمق	۶۳/۵	۱۰۰	۵/۸۰	۷۷/۵	۰/۰۰	۸/۹۱	۲۵/۴۲	۱۰۰	۴۰/۴۰	۸/۷۹	۹/۴۹	۵/۱۰	۱۳/۶۹	۰/۰
پهنا	۱۹/۸	۴۳/۸۸	۸۱/۷	۰/۰	۶۳/۶۱	۱۲/۵۹	۱۸/۷۰	۵۸/۶	۲۵/۶۵	۳۵/۳۲	۱۰۰	۵/۸۸	۱۰۰	۵۷/۳۱
شیب	۶۲/۵	۰/۰	۱۰۰	۲۲/۶۹	۱۰۰	۶۴/۵۱	۶۳/۰۱	۱۳/۰۸	۷۰/۴۴	۶۸/۹۷	۵۲/۸۰	۵/۳۳	۵۸/۷۱	۲۱/۶۸
سرعت آب	۲۳/۱	۶/۲۵	۰/۰	۶/۴۴	۶/۸۳	۰/۰۰	۰/۰	۰/۰	۱۲/۳۷	۴/۷۲	۰/۸۱	۹/۴۷	۰/۰	۲/۱۷
قطر سنگ	۱۵/۷	۱۴/۷۴	۸۰/۸	۶/۴۴	۹۰/۶۱	۳۳/۶۶	۴۱/۴۱	۳۷/۰۱	۰/۰	۰/۰	۶/۵۸	۰/۰	۱۰/۷۴	۰/۹۸
تعداد سنگ	۰/۰	۶/۴۰	۴۲/۳	۴۶/۷۴	۵۸/۳۴	۱۱/۹۵	۵/۷۴	۲۹/۰۸	۷/۱۰	۱۰/۳۵	۰/۰	۲/۶۲	۶/۶۳	۱۵/۳۵

مدل رگرسیون حداقل مربعات جزیی (PLSR)

	shlb10	shmlb10	sj	al	vnd	bpd	sd	hnh0	hnh1	hnh2	mmb10	mdu	mdd	me
ارتفاع	۱۰۰	۱۰۰	۳۵/۵۲	۱۰۰	۴۳/۷۳	۱۰۰	۹۲/۳۲	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۵۴/۵۱	۱۰۰	۲۳/۵	۱۰۰
عمق	۴۶/۸۷	۵۸/۳۶	۷۰/۷۳	۶۳/۷۳	۵۳/۳۸	۹۱/۹۵	۱۰۰	۵۵/۲۲	۷۰/۳۹	۱۱/۹۷	۰/۰	۴/۴۵	۳۲/۴	۱۶/۹۴
پهنا	۰/۰	۴۳/۰۱	۹۹/۶۱	۱۹/۹۳	۷۱/۷۵	۳۸/۹۷	۴۰/۹۸	۵۱/۷۷	۰/۰	۳۵/۷۷	۱۰۰	۰/۰	۱۰۰	۶۴/۸۲
شیب	۵/۳۲	۸/۶۸	۰/۰	۱۷/۸۹	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۱۷/۱	۱/۲۷	۴۰/۰۴	۱۴/۹۹	۱۰/۵۷	۱۱/۱۵	۲۰/۰۳
سرعت آب	۲۰/۱۲	۰/۰	۱۰۰	۰/۰	۱۰۰	۶۱/۱۵	۴۰/۹۹	۰/۰	۴۰/۳۸	۲۷/۱۴	۳۸/۲۱	۰/۴۱	۶۰/۲۲	۰/۰
قطر سنگ	۴۶/۸۷	۲۲/۹	۹۶/۷۶	۳۱/۵	۸۰/۵۷	۶۸/۸۴	۸۰/۷۹	۲۹/۱۲	۳۳/۶۷	۲/۳۸	۳/۸۳	۱۸/۴۴	۲۵/۴۹	۲۵/۲۴
تعداد سنگ	۴۷/۲۹	۹/۸۹	۳۵/۳	۱۲/۶۶	۳۱/۶	۳۸/۹۱	۴۴/۰۴	۱۸/۰۴	۴۱/۰۴	۰/۰	۴۰/۳۵	۱۴/۰۴	۳۷/۵	۳۷/۵

مدل ماشین بردار پشتیبان (SVM)

	shlb10	shmlb10	sj	al	vnd	bpd	sd	hnh0	hnh1	hnh2	mmb10	mdu	mdd	me
ارتفاع	۴۹/۲۱	۵۵/۸۱	۴۱/۸۷	۶۸/۳۷	۴۹/۹۷	۴۶/۷۳	۳۷/۴۷	۶۳/۳۳	۹۱/۶۹	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۹۱/۹۰
عمق	۳۴/۶۲	۱۰۰	۵/۰۰	۱۰۰	۳/۷۹	۱۸/۴۴	۲۹/۷۱	۱۰۰	۲۰/۵۵	۰/۰	۶۷/۷۴	۵۹/۰۵	۱۳/۴۱	۱۰۰
پهنا	۱۲/۴۷	۳۰/۳۴	۶۱/۰۴	۰/۶۱	۲۸/۹۱	۱۸/۷۶	۴۳/۲۱	۴۵/۷۶	۰/۰	۰/۴۳	۹۵/۱	۱۱/۸۹	۶۳/۳	۵۲/۳۳
شیب	۳۱/۲۴	۶۶/۹۴	۲۴/۲۵	۵۸/۰۳	۰/۰	۱۴/۶۸	۳۶/۹۶	۵۶/۵۴	۱۹/۵۹	۶/۴۱	۲۷/۸۵	۶/۳۱	۰/۰	۴۸/۱۳
سرعت آب	۰/۰	۰/۰	۰/۰	۱۷/۳۸	۱۴/۶۶	۰/۰	۰/۰	۴/۳۷	۵۰/۳۷	۷۴/۰۵	۱۱/۱۱	۰/۰	۱۸/۹۱	۸/۳۷
قطر سنگ	۱۰۰	۳/۴۹	۸۱/۵۶	۴۲/۱۵	۶۰/۳۴	۱۰۰	۱۰۰	۰/۰	۱۰۰	۱۸/۴۸	۰/۰	۳۵/۸۴	۲۵/۳۷	۰/۰
تعداد سنگ	۴۵/۶۳	۶/۷۸	۱۰۰	۰/۰	۱۰۰	۷۶/۱۵	۸۱/۲۳	۱۲/۵۸	۱۹/۷	۱۲/۲۳	۴۳/۸۵	۱۷/۵۶	۴۸/۶	۱۴/۴

مدل جنگل تصادفی (RF)

	shlb10	shmlb10	sj	al	vnd	bpd	sd	hnh0	hnh1	hnh2	mmb10	mdu	mdd	me
ارتفاع	۱۰۰	۸۶/۷۲	۱/۷۲	۷۹/۹۵	NA	۶۹/۳۴	۹۲/۵۸	۱۰۰	NA	۱۰۰	۱۸/۲۷	۱۰۰	۰/۰	۱۰۰
عمق	۸۹/۶۱	۱۰۰	۴۷/۳۶	۱۰۰	۸۸/۵۹	۵۱/۴۸	۶۵/۲۹	۸۳/۸۲	NA	۰/۰	۲۴/۷۷	۱۷/۳۴	۱۳/۲۴	۲۸/۱۱
پهنا	۰/۰	۵۶/۶۵	۹۵/۳۶	۷۰/۹۳	NA	۱۱/۵۷	۰/۰	۶۲/۰۵	۰/۰	۱۴/۹۲	۱۰۰	۱۳/۵۳	۱۰۰	۱۳/۵۸
شیب	۲۸/۹۳	۱۸/۸	۰/۰	۴۰/۶۸	۰/۰	۰/۰	۱۲/۰۷	۲۷/۹۶	۸۴/۶۱	۰/۱۸	۰/۰	۱۴/۴۹	۲۱	۳۳/۶۴
سرعت آب	۲۷/۳۷	۰/۰	۶۲/۰۹	۰/۰	۸۱/۲۲	۱۲/۵۹	۴۲/۷۳	۱/۷۴	۸/۸۴	۴/۴۱	۰/۱۲	۰/۰	۱۴/۱۶	۱۰/۳۹
قطر سنگ	۹۳/۹۷	۶/۱۵	۱۰۰	۴۰/۹۸	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۰/۰	NA	۷/۴۶	۱۲/۳۷	۱/۷۲	۳۰/۷۱	۰/۰
تعداد سنگ	۶۴/۸۱	۱۵/۹۷	۹۲/۶۱	۳۶/۹۲	۷۸/۹۱	۵۲/۴۹	۷۳/۸۳	۲۶/۰۷	۱۰۰	۷/۴۶	۶/۴۵	۰/۸۱	۱۶/۷۶	۳۳/۱۲

www.SID.ir

Archive of SID

نمایه‌ها، ضعیف‌ترین پیش‌بینی را به‌دست داد. مدل‌های مختلفی کمترین مقادیر RMSE را برای نمایه‌های شانون نشان دادند. مدل ماشین بردار پشتیان، بهترین مدل برای نمایه‌های شانون H' و J' بود و بهترین پیش‌بینی نمایه شانون نیز به مدل جنگل تصادفی اختصاص داشت. کمترین مقدار RMSE برای نمایه آلفا متعلق به مدل جنگل تصادفی بود. مدل ماشین بردار پشتیبان بهترین مدل برای آماره V از مدل خنثی Ewens/Caswell، غالبیت برگر-پارکر و همچنین نمایه سیمپسون بود. بهترین عملکرد پیش‌بینی مدل‌ها برای اعداد هیل (H_0, H_1, H_2)، به‌ترتیب مربوط به مدل‌های ماشین بردار پشتیبان، جنگل تصادفی و ماشین بردار پشتیبان بود. مدل ماشین بردار پشتیبان کمترین مقدار RMSE را نیز برای نمایه مارگالف نشان داد. بهترین مدل‌ها برای فاصله مکینتاش، تنوع مکینتاش و یکنواختی مکینتاش، به ترتیب عبارت بودند از مدل‌های حداقل مربعات جزئی، جنگل تصادفی و ماشین بردار پشتیبان. به‌طور کلی، دو مدل ماشین بردار پشتیبان و جنگل تصادفی در میان مدل‌های بررسی شده قدرت پیش‌بینی بهتری را نشان دادند و مدل خطی نسبت به مدل‌های دیگر از عملکرد ضعیف‌تری برخوردار بود.

پارامترهای محیطی به‌کار گرفته شده جهت برآورد نمایه‌های تنوع‌زیستی، از سطوح اهمیت متفاوتی در مدل‌های مختلف برخوردار بودند (جدول ۲). در رابطه با نمایه‌هایی که بهترین پیش‌بینی آن‌ها مربوط به مدل ماشین بردار پشتیبان بود، در بیشتر موارد قطر سنگ مهمترین پارامتر تعیین‌کننده مقدار تنوع زیستی بود و در دیگر موارد پارامترهای ارتفاع از سطح دریا، عمق رودخانه و سرعت جریان آب از اهمیت بیشتری برخوردار بودند. ارتفاع از سطح دریا و عمق مهمترین عوامل برای آن دسته از نمایه‌های تنوع بود که مدل جنگل تصادفی بهترین پیش‌بینی را برای آن‌ها به‌دست داده بود. عمق و عرض رود به‌ترتیب مهم‌ترین پارامترها در ارتباط با نمایه تنوع آلفا و نمایه تنوع مکینتاش بودند. ارتفاع از سطح دریا نیز پارامتر دارای بیشترین اهمیت برای نمایه فاصله مکینتاش بود که مدل حداقل مربعات جزئی بهترین پیش‌بینی را برای آن به خود اختصاص داده بود.

۴. بحث و نتیجه‌گیری

به کارگیری مدل‌های زیستگاه نامناسب در مطالعه روابط زیستگاهی ماهیان منتج به پیش‌بینی‌های نادرست شده و از این‌رو شناخت عملکرد مدل‌های مختلف از اهمیت بسیار زیادی برخوردار است (Lin *et al.*, 2015). از طرفی تصمیم‌گیری تنها بر مبنای نتایج یک مدل اتخاذ تصمیمات مدیریتی غیربهینه را به دنبال دارد (Gallo and Goodchild, 2012). مقایسه مدل‌های مختلف در شرایط یکسان جهت درک ویژگی‌های هر مدل و در نهایت انتخاب مناسب‌ترین مدل بسیار کمک‌کننده خواهد بود (Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2006). مطالعات معدودی بیش از دو مدل زیستگاهی را با استفاده از یک منبع داده یکسان جهت بررسی و مقایسه عملکرد آن‌ها مورد استفاده قرار داده‌اند (Fukuda *et al.*, 2013; Muñoz-Mas *et al.*, 2016; Yi *et al.*, 2016a, b).

در مطالعه حاضر چهار روش مدل‌سازی جهت مقایسه عملکرد پیش‌بینی نمایه‌های تنوع‌زیستی مورد استفاده قرار گرفت که توان پیش‌بینی آن‌ها بر اساس مقدار شاخص RMSE مربوط به برآوردهای آن‌ها مورد مقایسه قرار گرفت. بر اساس مقادیر RMSE به‌دست آمده برای مدل‌های مختلف در ارتباط با شاخص‌های تنوع، ضعیف‌ترین عملکرد مربوط به مدل رگرسیون خطی چندگانه بود. به‌طوری که این مدل برای هیچ یک از نمایه‌ها بهترین عملکرد را نداشت (از مقادیر RMSE بالاتری برخوردار بودند). در مقابل مدل ماشین بردار پشتیبان بهترین عملکرد (کمترین مقادیر RMSE) را در پیش‌بینی تعداد زیادی از نمایه‌های تنوع نشان داد. مدل جنگل تصادفی نیز از عملکرد مناسبی برخوردار بود به‌طوری که برای برخی از شاخص‌ها کمترین مقدار RMSE را در بین مدل‌ها به خود اختصاص داد. در مطالعات انجام شده در رابطه با بررسی مدل‌های زیستگاهی مختلف در محیط‌های رودخانه‌ای، عملکردهای مختلفی برای طیف گسترده مدل‌های مورد استفاده ذکر شده است. در مطالعه Gevrey و همکاران (۲۰۰۵) غنای گونه‌ای بزرگ‌بی‌مهرگان بنتیک با استفاده از ۵ تکنیک مدل‌سازی تعیین شده و عملکرد روش‌های مدل‌سازی مورد مقایسه قرار گرفت که بر اساس نتایج آن‌ها، مدل‌های

www.SID.ir

Archive of SID

رگرسیون خطی از عملکرد پیش‌بینی ضعیف‌تری در مقایسه با روش‌های یادگیری ماشین برخوردار بوده‌اند. در مطالعه Lin و همکاران (۲۰۱۵) مدل‌های مورد استفاده بر اساس مقدار RMSE محاسبه شده، از عملکرد پیش‌بینی یکسانی برخوردار بوده‌اند. Muñoz-Mas و همکاران (۲۰۱۶) تفاوت معنی‌داری را در عملکرد مدل‌های مورد استفاده که مدل‌های ماشین بردار پشتیبان و جنگل تصادفی را نیز شامل می‌شدند، گزارش نکرده‌اند، اما در مجموع در این مطالعه مدل جنگل تصادفی به‌عنوان مدل مناسب‌تر معرفی شده است. در مطالعه دیگری، Li و همکاران (۲۰۱۷) عملکرد ضعیف‌تری برای مدل رگرسیون خطی در مقایسه با دیگر روش‌ها در برآورد رابطه زیستگاه و فراوانی ماهی ذکر کرده‌اند. بر این اساس، تکنیک‌های یادگیری ماشین در مدل‌سازی روابط زیستگاه-تنوع زیستی از عملکرد مناسب‌تری در مقایسه با سایر روش-ها برخودارند.

متغیرهای فیزیکی تعیین‌کننده کیفیت زیستگاه تا حد زیادی بر فراوانی و ترکیب مجموعه ماهیان در محیط‌های آبی اثرگذار می‌باشند (Harborne *et al*., 2011; Rees *et al*., 2014; Ferrari *et al*., 2018). تشخیص میزان اثرگذاری و تعیین مهمترین عوامل شکل‌دهنده زیستگاه ماهیان بسیار پیچیده و تا حدی غیرممکن است. ماهیان در بازه‌هایی متغیر از نظر وسعت مکانی در پیکره‌های آبی حضور دارند و عوامل متعددی تعیین‌کننده ارتباطات آن‌ها با زیستگاه‌شان هستند (Fulton *et al*., 2016). تأثیر متغیرهای پیچیدگی زیستگاهی و اهمیت آن‌ها در تعیین میزان تنوع زیستی با توجه به حضور گروه‌های گونه‌ای مختلف در محیط‌های آبی متفاوت، متغیر است (Rees *et al*., 2014). مطالعات انجام شده در این زمینه، عوامل مختلفی را به‌عنوان پارامترهای اصلی محیطی ایجاد تغییرات در زیستگاه و به تبع آن فراوانی و تنوع ماهیان ذکر کرده‌اند. عمق و سرعت آب به‌عنوان دو عامل اصلی پراکنش و فراوانی گونه‌های ماهیان برشمرده شده‌اند (Baker and Ross, 1981). در مطالعه Ferrari و همکاران (۲۰۱۸) عمق به‌عنوان عامل اصلی اثرگذار بر تنوع و فراوانی ماهیان بیان گردیده است. متغیرهای محیطی به‌کار گرفته شده در مطالعه حاضر سطوح اهمیت متغیری را در مدل‌های مختلف نشان دادند. در مدل‌های رگرسیون خطی چندگانه و مدل رگرسیون حداقل مربعات جزئی، پارامتر ارتفاع از سطح دریا بیشترین اهمیت را در برآورد تعداد زیادی از نمایه‌های تنوع داشت. ارتفاع از سطح دریا به‌عنوان یکی از مهمترین عوامل تعیین-کننده زیستگاه و فراوانی ماهیان رودخانه‌ای بیان شده است (Porter *et al*., 2000; Ardakani, 2001). در مدل ماشین بردار پشتیبان که بهترین عملکرد را در برآورد نمایه‌های تنوع نشان داد، پارامترهای مربوط به بستر یعنی قطر سنگ و تعداد سنگ بیشترین اهمیت را در میان پارامترهای محیطی به خود اختصاص داده بودند. در برخی از مطالعات نوع و اندازه اجزای تشکیل-دهنده بستر رودخانه از عوامل اصلی اثرگذار بر پراکنش ماهیان قلمداد شده (Gore *et al*., 2001) و وجود ارتباط بین افزایش اندازه اجزای بستر با حضور بیشتر گونه‌ها گزارش شده است (Li *et al*., 2009). در مطالعه Lin و همکاران (۲۰۱۵) که در آن مجموعه‌ای از روش‌های مدلسازی از جمله مدل‌های رگرسیون خطی، ماشین بردار پشتیبان و جنگل تصادفی مورد استفاده قرار گرفته بودند، عوامل عمق و سرعت جریان آب مهمترین فاکتورهای ایجاد تنوع زیستگاهی بوده-اند. تفاوت در پارامترهای دارای بیشترین اهمیت در مدل‌های مختلف مورد بررسی نشان‌دهنده توان این مدل‌ها در پرداختن به روابط بین متغیرها در فرآیند مدلسازی است به‌طوری که مدل‌های ماشین بردار پشتیبان و جنگل تصادفی قادرند تا غیرخطی بودن روابط بین متغیرهای مستقل و وابسته و همچنین اثرگذاری متغیرهای مستقل بر یکدیگر را بررسی نموده و آن را در برازش مدل لحاظ نمایند (Seoane *et al*., 2005). همچنین، سطوح اهمیت متفاوت متغیرهای محیطی در مدل‌های مورد استفاده یکسان تا حدودی ممکن است ناشی از انواع مختلف گروه‌های گونه‌ای حاضر در محیط‌های مختلف و همچنین روش‌های مختلف برداشت داده‌های محیطی و نمونه‌برداری باشد. از این رو، نمی‌توان متغیرهای مشخصی را به‌عنوان مهمترین پارامترهای اثرگذار بر عملکرد پیش‌بینی مدل‌های مورد استفاده در مطالعات بررسی روابط زیستگاه و فراوانی و تنوع‌زیستی ماهیان ارائه داد.

www.SID.ir

Archive of SID

References

Ahmadi-Nedushan, B., St-Hilaire, A., Bérubé, M., Robichaud, É., Thiémonge, N., Bobée, B., 2006. A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. *River Research and Applications* 22(5), 503-523.

Allouche, O., Tsoar, A., 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.

Araújo, M.B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L., Williams, P.H., 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* 10(9), 1618-1626.

Ardakani, M.R., 2001. Ecology. Tehran: University of Tehran Publication. 340 p. (In Persian)

Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M., Milner, N.J., 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research* 62(2), 143-170.

Baker, J.A., Ross, S.T., 1981. Spatial and temporal resource utilization by south eastern cyprinids. *Copiea* 178-189.

Barry, S., Elith, J., 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology* 43(3), 413-423.

Coad, B., 2018. Fresh Water Fishes of Iran, 2014, http://www.briancoad.com.

Chittaro, P.M., 2004. Fish-habitat associations across multiple spatial scales. *Coral Reefs* 23(2), 235-244.

Curley, B.G., Kingsford, M.J., Gillanders, B.M., 2002. Spatial and habitat-related patterns of temperate reef fish assemblages: implications for the design of Marine Protected Areas. *Marine and Freshwater Research* 53(8), 1197-1210.

Engler, R., Guisan, A., Rechsteiner, L., 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology* 41(2), 263-274.

Ferrari, R., Malcolm, H.A., Byrne, M., Friedman, A., Williams, S.B., Schultz, A., Jordan, A.R., Figueira, W.F., 2018. Habitat structural complexity metrics improve predictions of fish abundance and distribution. *Ecography* 41(7), 1077-1091.

Ferrari, R., Gonzalez-Rivero, M., Mumby, P.J., 2012. Size matters in competition between corals and macroalgae. *Marine Ecology Progress Series* 467, 77-88.

Friedlander, A.M., Brown, E.K., Jokiel, P.L., Smith, W.R., Rodgers, K.S., 2003. Effects of habitat, wave exposure, and marine protected area status on coral reef fish assemblages in the Hawaiian archipelago. *Coral Reefs* 22(3), 291-305.

Fukuda, S., De Baets, B., Waegeman, W., Verwaeren, J., Mouton, A.M., 2013. Habitat prediction and knowledge extraction for spawning European grayling (*Thymallus thymallus* L.) using a broad range of species distribution models. *Environmental Modelling and Software* 47, 1-6.

Fulton, C.J., Noble, M.N., Radford, B., Gallen, C., Harasti, D., 2016. Microhabitat selectivity underpins regional indicators of fish abundance and replenishment. *Ecological Indicators* 70, 222-231.

Gallo, J., Goodchild, M., 2012. Mapping uncertainty in conservation assessment as a means toward improved conservation planning and implementation. *Society and Natural Resources* 25(1), 22-36.

Gevrey, M., Park, Y.S., Verdonschot, P.F.M., Lek, S., 2005. Predicting Dutch macroinvertebrate species richness and functional feeding groups using five modelling techniques. Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 158-186.

Gore, J.A., Layzer, J.B., Mead, J., 2001. Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: a role in stream management and restoration. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management* 17(45), 527-542.

Gratwicke, B., Speight, M.R., 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology* 66(3), 650-667.

Guay, J.C., Boisclair, D., Rioux, D., Leclerc, M., Lapointe, M., Legendre, P., 2000. Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(10), 2065-2075.

Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J.B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P.R., Tulloch, A.I., Regan, T.J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T.G., 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters* 16(12), 1424-1435.

Guisan, A., Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8(9), 993-1009.

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

Harborne, A.R., Green, A.L., Peterson, N.A., Beger, M., Golbuu, Y., Houk, P., Spalding, M.D., Taylor, B.M., Terk, E., Treml, E.A., Victor, S., 2018. Modelling and mapping regional-scale patterns of fishing impact and fish stocks to support coral-reef management in Micronesia. *Diversity and Distributions*1-15.

Harborne, A.R., Mumby, P.J., Ferrari, R., 2012. The effectiveness of different meso-scale rugosity metrics for predicting intra-habitat variation in coral-reef fish assemblages. *Environmental Biology of Fishes* 94(2), 431-

www.SID.ir

Archive of SID

442.

Harborne, A.R., Mumby, P.J., Kennedy, E.V., Ferrari, R., 2011. Biotic and multi-scale abiotic controls of habitat quality: their effect on coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 437, 201-214.

Hasanli, A.M., 1999. Diverse methods to water measurement (Hydrometry). Shiraz University publications. 265p. (In Persian)

Kuhn, M., Johnson, K., 2013. Applied predictive modeling. Springer. 560 p.

Lamouroux, N., Jowett, I.G., 2005. Generalized instream habitat models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62(1), 7-14.

Li, F., Cai, Q., Fu, X., Liu, J., 2009. Construction of habitat suitability models (HSMs) for benthic macroinvertebrate and their applications to instream environmental flows: a case study in Xiangxi River of three Gorges Reservoir region, China. *Progress in Natural Science* 19(3), 359-367.

Li, M., Zhang, Ch., Xu, B., Xue, Y., Ren, Y., 2017. Evaluating the approaches of habitat suitability modelling for whitespotted conger (*Conger myriaster*). *Fisheries Research* 195, 230-237.

Lin, Y., Lin, W., Wu, W., 2015. Uncertainty in various habitat suitability models and its impact on habitat suitability estimates for fish. *Water* 7 (8), 4088–4107

Loiselle, B.A., Howell, C.A., Graham, C.H., Goerck, J.M., Brooks, T., Smith, K.G., Williams, P.H., 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology* 17(6), 1591-1600.

McAleece, N., Lambshead, P.J.D., Patterson, G.L.J., Gage, J.D., 1997. Biodiversity Pro version 2. A program for analyzing ecological data. The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Science, at http://www.nhm.ac.uk/zoology/bdpro.

Moore, C.H., Van Niel, K., Harvey, E.S., 2011. The effect of landscape composition and configuration on the spatial distribution of temperate demersal fish. *Ecography* 34(3), 425-435.

Mouton, A.M., Alcaraz-Hernández, J.D., De Baets, B., Goethals, P.L., Martínez-Capel, F., 2011. Data-driven fuzzy habitat suitability models for brown trout in Spanish Mediterranean rivers. *Environmental Modelling & Software* 26(5), 615-622.

Muñoz-Mas, R., Lopez-Nicolas, A., Martínez-Capel, F., Pulido-Velazquez, M., 2016. Shifts in the suitable habitat available for brown trout (*Salmo trutta* L.) under short-term climate change scenarios. *Science of the Total Environment* 544, 686-700.

Norris, K.E.N., 2004. Managing threatened species: the ecological toolbox, evolutionary theory and declining-population paradigm. *Journal of Applied Ecology* 41(3), 413-426.

Olden, J.D., Lawler, J.J., Poff, N.L., 2008. Machine learning methods without tears: a primer for ecologists. *The Quarterly Review of Biology* 83(2), 171-193.

Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in north-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* 10(1), 39-54.

Oyafuso, Z.S., Drazen, J.C., Moore, C.H., Franklin, E.C., 2017. Habitat-based species distribution modelling of the Hawaiian deepwater snapper-grouper complex. *Fisheries Research* 195, 19-27.

Pearson, R.G., Thuiller, W., Araújo, M.B., Martinez-Meyer, E., Brotons, L., McClean, C., Miles, L., Segurado, P., Dawson, T.P., Lees, D.C., 2006. Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography* 33(10), 1704-1711.

Peterson, A.T., Robins, C.R., 2003. Using ecological-niche modeling to predict barred owl invasions with implications for spotted owl conservation. *Conservation Biology* 17(4), 1161-1165.

Pittman, S.J., Costa, B.M., Battista, T.A., 2009. Using lidar bathymetry and boosted regression trees to predict the diversity and abundance of fish and corals. *Journal of Coastal Research* 27-38.

Pittman, S.J., Christensen, J.D., Caldow, C., Menza, C., Monaco, M.E., 2007. Predictive mapping of fish species richness across shallow-water seascapes in the Caribbean. *Ecological Modelling* 204(1-2), 9-21.

Porter, M.S., Rosenfeld, J., Parkinson, E.A., 2000. Predictive models of fish species distribution in the Blackwater drainage, British Columbia. *North American Journal of Fisheries Management* 20(2), 349-359.

Rees, M.J., Jordan, A., Price, O.F., Coleman, M.A., Davis, A.R., 2014. Abiotic surrogates for temperate rocky reef biodiversity: implications for marine protected areas. *Diversity and Distributions* 20(3), 284-296.

Rosenfeld, J., 2003. Assessing the habitat requirements of stream fishes: an overview and evaluation of different approaches. *Transactions of the American Fisheries Society* 132(5), 953-968.

Rouget, M., Richardson, D.M., Nel, J.L., Le Maitre, D.C., Egoh, B., Mgidi, T., 2004. Mapping the potential ranges of major plant invaders in South Africa, Lesotho and Swaziland using climatic suitability. *Diversity and Distributions* 10(5-6), 475-484.

Rushton, S.P., Ormerod, S.J., Kerby, G., 2004. New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology* 41(2), 193-200.

Sánchez-Cordero, V., Cirelli, V., Munguial, M., Sarkar, S., 2005. Place prioritization for biodiversity content using species ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics* 2, 11-23.

Schultz, A.L., Malcolm, H.A., Bucher, D.J., Smith, S.D., 2012. Effects of reef proximity on the structure of fish assemblages of

www.SID.ir

Archive of SID

unconsolidated substrata. *PlOS One* 7(11), e49437.

Seoane, J., Carrascal, L.M., Alonso, C.L., Palomino, D., 2005. Species-specific traits associated to prediction errors in bird habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* 185(2-4), 299-308.

Skov, F., Svenning, J.C., 2004. Potential impact of climatic change on the distribution of forest herbs in Europe. *Ecography* 27(3), 366-380.

Strayer, D.L., Dudgeon, D., 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1), 344-358.

Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M.B., Sykes, M.T., Prentice, I.C., 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102(23), 8245-8250.

Vadas Jr, R.L., Orth, D.J., 2001. Formulation of habitat suitability models for stream fish guilds: do the standard methods work? *Transactions of the American Fisheries Society* 130(2), 217-235.

Vanderklift, M.A., How, J., Wernberg, T., MacArthur, L.D., Heck Jr, K.L., Valentine, J.F., 2007. Proximity to reef influences density of small predatory fishes, while type of seagrass influences intensity of their predation on crabs. *Marine Ecology Progress Series* 340, 235-243.

Vaughan, I.P., Ormerod, S.J., 2003. Improving the quality of distribution models for conservation by addressing shortcomings in the field collection of training data. *Conservation Biology* 17(6), 1601-1611.

Yi, Y.J., Sun, J., Zhang, S.H., 2016a. A habitat suitability model for Chinese sturgeon determined using the generalized additive method. *Journal of Hydrology* 534, 11-18.

Yi, Y., Sun, J., Zhang, Sh., Yang, Zh., 2016b. Assessment of Chinese sturgeon habitat suitability in the Yangtze River (China): comparison of generalized additive model, data-driven fuzzy logic model, and preference curve model. *Journal of Hydrology* 536, 447-456.

www.SID.ir