نشریه شیلات، مجله منابع طبیعی ایران
دوره ٦٦، شماره ٢، تابستان ١٣٩٢

تاریخ دریافت: ١٣٩٢/٤/٤
تاریخ پذیرش: ١٣٩٢/٦/١٣

بررسی فاکتورهای محیطی مؤثر در پراکنش سگ‌ماهی جویباری (*Oxynoemacheilus bergianus*) در رودخانهٔ کردان

سیده نرجس طباطبائی؛ دانشجوی کارشناسی ارشد دانشکدهٔ منابع طبیعی دانشگاه تهران
سهیل ایگدری *؛ استادیار دانشکدهٔ منابع طبیعی دانشگاه تهران
محمد کابلی؛ استادیار دانشکدهٔ منابع طبیعی دانشگاه تهران
آرش جوانشیر؛ دانشیار دانشکدهٔ منابع طبیعی دانشگاه تهران
ایرج هاشم‌زاده سقرلو؛ دانشیار دانشکدهٔ منابع طبیعی و علوم زمین دانشگاه شهرکرد
مظاهر زمانی؛ دانشجوی کارشناسی ارشد دانشکدهٔ منابع طبیعی دانشگاه تهران

چکیده

به منظور بهره‌برداری پایدار و حفظ تنوع زیستی اکوسیستم‌های رودخانه‌ای، که در اثر فعالیت‌های انسانی دستخوش تغییرات درخور توجهی شده‌اند، شناخت نیازهای زیستگاهی گونه‌های ساکن آنها ضروری است. رودخانهٔ کردان، یکی از رودخانه‌های حوضهٔ دریاچهٔ نمک، از ارتفاعات استان البرز سرچشمه می‌گیرد و یکی از محیط‌های پراکنش ماهی بومی *Oxynemacheilus bergianus* است. این رودخانه تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی از قبیل کشاورزی، سدسازی و طبیعت‌گردی قرار گرفته است. نیازهای زیستگاهی این ماهی و تأثیرات فعالیت‌های انسانی، با پایش کل رودخانهٔ کردان، در ٦٨ ایستگاه بررسی شد. بر پایهٔ بهترین مدل انتخاب‌شده، با توجه به معیار اطلاعاتی آکایکه (AIC)، متغیرهای ارتفاع، عرض رودخانه، سرعت جریان آب و اندازهٔ ذرات بستر عوامل تعیین‌کننده‌ای در حضور ماهی *O. bergianus* بودند. همچنین، سایر مدل‌هایی که بر پایهٔ معیار اطلاعاتی آکایکه، به‌منزلهٔ مدل‌های مناسب، تعیین شدند، نشان دادند که دو متغیر ارتفاع و عرض رودخانه مهم‌ترین متغیرهای مستقل مؤثر در حضور این گونه‌اند. بنابراین، با توجه به نتایج تحقیق حاضر، فعالیت‌های انسانی که در رودخانهٔ کردان در حال انجام است، و سبب تغییر در ویژگی‌های محیطی مانند عرض، عمق، بستر و سرعت جریان رودخانه می‌شود، احتمالاً می‌تواند حضور و پراکنش سگ‌ماهی جویباری را در این رودخانه تحت تأثیر قرار دهد.

واژگان کلیدی: حضور و عدم حضور، رودخانهٔ کردان، سگ‌ماهی (*Oxynemacheilus bergianus*)، نیازهای زیستگاهی.

* نویسنده مسئول تلفن: ٠٢٦٣ ٢٢٣٠٤٤
E. mail: Soheil.Eagderi@Ut.ac.ir

۱. مقدمه

به علت استفادهٔ روزافزون انسان از منابع آب شیرین و تغییرات حاصل از آن در محیط زیست و در معرض خطر قرارگرفتن بسیاری از ماهیان رودخانه‌ای، شناخت نیازهای زیستگاهی گونه‌ها برای بقا و تکمیل چرخه‌های زندگی و تبعات تغییرات ایجادشدهٔ انسانی، در یک مدیریت کارامد در بهره‌برداری پایدار، ضروری است (Rosenfeld, 2003; Ahmadi–Nedushan *et al*., 2006).

اگرچه ویژگی‌های زیستگاهی برخی گونه‌های در معرض خطر یا تحت مدیریت توصیف شده است، اما داده‌های این اطلاعات اغلب تصادفی است و پیچیدگی میان «ویژگی‌های زیستگاهی» با «نیازهای زیستگاهی» ممکن است تفسیر غلطی را برای یک گونه به همراه داشته باشد. برخی ویژگی‌های محیطی (بسته به گونه) کمتر حیاتی‌اند و تغییر یا حذف آنها کمترین تأثیرات را در فراوانی افراد یا پایداری جمعیت خواهد داشت، اما منظور از «نیازهای زیستگاهی» ماهیان ویژگی‌های فیزیکی از محیط است که برای پایداری افراد و جمعیت یک گونه ضروری است (Rosenfeld, 2003). فاکتورهای فیزیکی مانند عمق آب، سرعت جریان آب، پوشش و ترکیب بستر تأثیرات مهم‌تری در مقایسه با فاکتورهای شیمیایی از قبیل pH، اکسیژن محلول، مواد مغذی و آلاینده‌های آلی و غیرآلی در تعیین حضور و ترکیب گونه‌ای ماهیان رودخانه‌زی دارند (Ahmadi–Nedushan *et al*., 2006).

حفاظت از تنوع زیستی ماهیان و برنامه‌ریزی‌های کاربری اراضی نیازمند اطلاعات درخور اتکا در مورد پراکنش و الگوی استفاده از زیستگاه برای گونه‌های خاص است؛ به‌ویژه در مورد گونه‌های در معرض خطر، نادر، بومی یا دارای پراکنش منقطع و گونه‌هایی که به تأثیرات تجمعی کشاورزی، شهری‌شدن یا جنگل‌داری حساس‌اند (Porter *et al*., 1999). امروزه سیاست به‌کار گرفته‌شده در اکوسیستم‌های آبی فقط به مبحث حفاظت خلاصه نمی‌شود، بلکه بازسازی و احیای شرایط زیستی نیز مهم است. از این‌رو، توسعهٔ ابزارهای عملی بیولوژیکی برای پایش محیط‌های آبی اهمیت می‌یابد. اجتماع ماهیان و حضور آنها در یک پیکرهٔ آبی می‌تواند شرایط آن زیستگاه را به لحاظ زیستی توضیح دهد (Oberdorff *et al*., 2001).

مدل‌های آماری پراکنش گونه‌ها در برنامه‌های مدیریتی و حفاظتی، مطالعهٔ رابطهٔ میان متغیرهای زیستی و حضور گونه، تشخیص زیستگاه‌های ضروری گونه و پیشگویی نحوهٔ اثرگذاری فعالیت‌های انسانی و تغییرات آب و هوا بر توزیع گونه‌ها کاربرد دارند (Ahmadi–Nedushan *et al*., 2006; Palialexis *et al*., 2011). مدل‌های زیستگاهی تجربی بر پایهٔ توصیف متغیرهای غیرزیستی، که بر توزیع و پراکندگی گونه‌ها اثرگذارند، استوارند. در برخی موارد، با آنالیزهای تک‌متغیره تأثیر هر عامل به صورت منفرد و در بسیاری موارد، با آنالیزهای چندمتغیره تأثیر تجمعی چندین متغیر اثرگذار بررسی و واکنش گونهٔ مورد نظر به آنها در نظر گرفته می‌شود (Ahmadi–Nedushan *et al*., 2006).

سگ‌ماهی جویباری یا سگ‌ماهی سفیدرود (Oxynoemacheilus bergianus) (که در برخی موارد Oxynemacheilus angorae نیز نامیده می‌شود)، متعلق به خانوادهٔ Nemachelidae، در حوزهٔ دریاچهٔ خزر، نمک و ارومیه پراکنش دارد. از جمله مشخصات ظاهری این ماهی اندازهٔ کوچک، بالهٔ دمی صاف و کمی فرورفته، وجود چندین لکهٔ خاکستری تیره تا قهوه‌ای بر روی پهلوها و قاعدهٔ بالهٔ دمی و رنگ تقریباً سفید در زیر سر و ناحیهٔ شکمی است. اطلاعات محدودی در مورد زیستگاه و نیازهای اکولوژیکی این گونه در دسترس است (Coad, 2013).

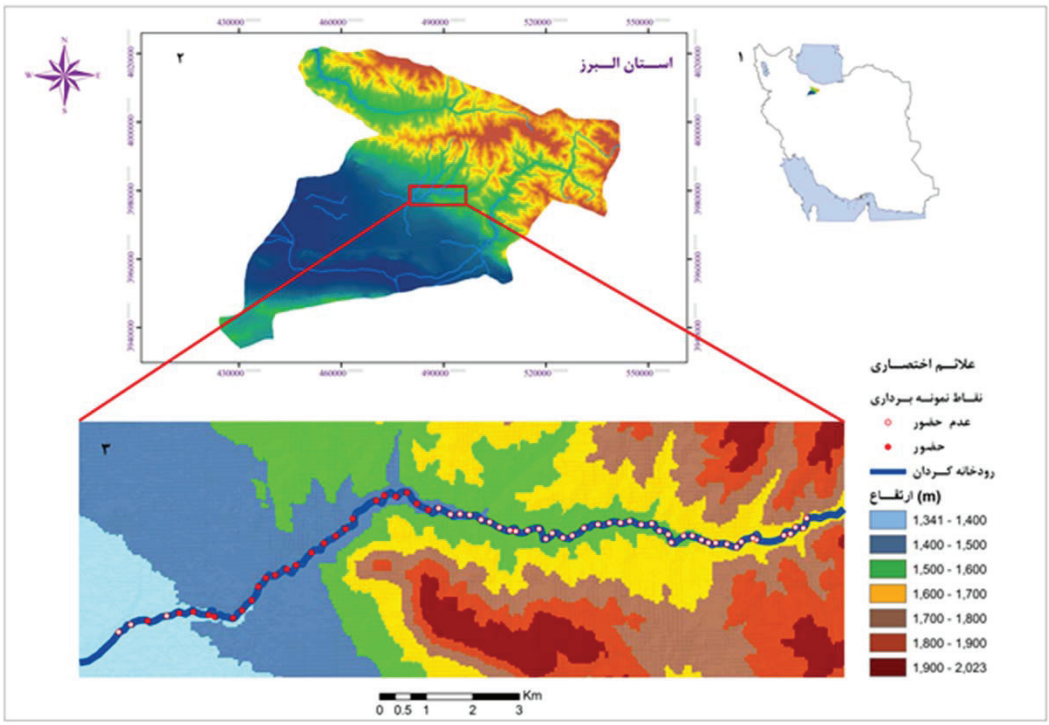
رودخانهٔ کردان، یکی از محیط‌های پراکنش این ماهی بومی در حوزهٔ دریاچهٔ نمک، دستخوش فعالیت‌های انسانی از قبیل کشاورزی، سدسازی و گردشگری قرار گرفته است؛ این روند به خصوص در سال‌های اخیر در حال افزایش است، چنان که برای ساکنان محلی کاهش فراوانی ماهیان در این رودخانه محسوس بوده است.

کمبود اطلاعات کافی در مورد زیست‌شناسی و اکولوژی این ماهی از یک سو و دستکاری رو به افزایش رودخانهٔ کردان از سوی دیگر، لزوم شناخت هر چه بیشتر نیازها و خصوصیات زیستگاهی این ماهی بومی را دوچندان می‌کند. دستکاری‌ها در رودخانهٔ کردان، علاوه بر احداث سد، شامل کاهش عمق و سرعت جریان آب رودخانه به علت انحراف آب برای مصارف کشاورزی، ایجاد موانع برای افزایش عمق و کاهش جریان رودخانه برای فراهم‌آوردن محیطی دلنشین و مناسب تفریح و سرگرمی، ساخت‌وساز بناها و پیشروی در حریم رودخانه به دست صاحبان رستوران‌ها و مالکان خصوصی (تغییرات در عرض رودخانه) و برداشت شن و ماسه و به‌هم‌زدن بستر رودخانه، به خصوص در نواحی پایین‌دست، است. بنابراین، این سؤال مطرح می‌شود که آیا تغییرات صورت‌گرفته در عمق، سرعت جریان، عرض و بستر رودخانه تأثیری در پایداری و بقای ماهی *O. bergianus*، که یکی از گونه ماهیان مشاهده‌شده در رودخانهٔ کردان است، داشته باشد؟ پاسخ به این سؤال نیازمند شناخت نیازهای زیستگاهی این گونه است؛ از این‌رو، تحقیق حاضر با هدف شناخت نیازهای زیستگاهی و پاسخ به سؤال مذکور انجام شد.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۲. موقعیت رودخانهٔ مورد مطالعه

رودخانهٔ کردان واقع در حوضهٔ دریاچهٔ نمک، از ارتفاعات شمال غرب استان البرز سرچشمه می‌گیرد و پس از مشروب‌ساختن آبادی‌های صومعه‌کردان، بانو صحرا، سیف‌آباد، پل‌کردان، سرخاب، احمدآباد، حسن‌آباد، کمال مسعود و علی سید، در ۸ کیلومتری غرب نجم‌آباد، در مواقع پرآبی به رودخانهٔ شور می‌ریزد. منبع تغذیهٔ رودخانه نزولات جوی و چشمه است و در جهت شمال شرق به جنوب غرب در جریان است. طول تقریبی این رودخانه ٤٨ کیلومتر و شیب متوسط بستر آن ۰/۸ درصد است (National geographical organization, 2005).



شکل ۱. موقعیت استان البرز (۱)، رودخانهٔ کردان (۲) و نقاط نمونه‌برداری (۳)

۲.۲. روش نمونه‌برداری

نمونه‌برداری، از مهر تا آبان ۱۳۹۱، در ٦٨ ایستگاه در مسیر رودخانه، از بالاترین محل در دسترس تا پایین‌دست رودخانه انجام شد؛ ایستگاه‌ها به نحوی انتخاب شدند که، علاوه بر هم‌پوشانی‌نداشتن با یکدیگر، متأثر از فعالیت‌های انسانی زیاد نبودند (Oberdorff *et al*., 2001) و بیشترین تعداد ممکن برای پایش کل رودخانه بودند (Palialexis *et al*., 2011). با توجه به فقدان اطلاعات در مورد رفتار قلمروطلبی گونهٔ مورد بررسی، از محل ایستگاه اول، هر ۲۰۰ – ۲۵۰ متر، در یک ترانسکت، به طول ۱۰ – ۱۵ متر در مسیر و به عرض کل رودخانه نمونه‌برداری صورت پذیرفت. در هر ایستگاه، نخست، با استفاده از دستگاه الکتروشوکر (Samus Mp۷۵۰)، ماهیان موجود تا حد امکان صید شدند (به همراه یک تور پشتیبان برای صید حداکثر نمونه‌ها). بلافاصله پس از صید ماهیان، متغیرهای محیطی اندازه‌گیری و ثبت شدند (Yu and Lee, 2002). نمونه‌های صیدشده در محلول گل میخک بیهوش و شناسایی شدند. نمونه‌ها پس از قرارگرفتن در آب تازهٔ رودخانه و بازیابی قدرت شنای مجدد، به رودخانه بازگردانده شدند. پس از شناسایی ماهیان، محلی که ماهی *O. bergianus* دیده شد به‌منزلهٔ محل حضور و محلی که این گونه در میان ماهیان صیدشده مشاهده نشد، به‌منزلهٔ محل عدم حضور ثبت شد.

۳.۲. متغیرهای محیطی

نظر به اینکه متغیرهای زمین‌ریختی بزرگ‌مقیاس مثل ارتفاع از سطح دریا، شیب کانال و اندازهٔ رودخانه به‌منزلهٔ فاکتورهای درخور اعتمادی برای پیش‌بینی وجود گونه‌های ماهیان رودخانه‌زی‌اند (Porter *et al*., 1999) و با توجه به متغیرهایی که در مطالعات روابط گونه‌های ماهیان و زیستگاه آنها به کار گرفته می‌شود (Peres–Neto, 2004 ; Ahmadi–Nedushan *et al*., 2006; Chuang *et al*., 2006; De Kerckhove *et al*., 2008)، ضمن درنظرداشتن فاکتورهای مؤثر در زیست گونه‌های بسترزی (Vélez–Espino, 2006)، برای بررسی نیازهای زیستگاهی گونهٔ *O. bergianus* در مجموع ۸ متغیر عمق رودخانه، عرض رودخانه، شیب رودخانه، ارتفاع از سطح دریا، سرعت جریان آب، ساختار بستر (میانگین قطر سنگ‌های بستر)، اثر پوشش‌های گیاهی حریم رودخانه و میزان روشنایی (سایه یا روشن) در نظر گرفته شد. از این میان، ٦ متغیر اول به صورت کمّی و ۲ متغیر دیگر به صورت کیفی و طبقه‌ای در آنالیزها وارد شدند.

٤.۲. تجزیه و تحلیل‌های آماری

در بررسی استفادهٔ یک گونه از یک زیستگاه، ساده‌ترین روش روش حضور- عدم حضور برای آن گونه است (Ahmadi–Nedushan *et al*., 2006). با اطلاعات حاصل از نمونه‌برداری محیط، مدل‌های ریاضی می‌توانند اکوسیستم‌های پیچیدهٔ آبی و نتایج فعالیت‌های مدیریتی را در قالب معیارهای سنجش‌پذیر و درخور فهم بیان کنند (Pont *et al*., 2005; De Kerckhove *et al*., 2008). در این بین، برای آنالیز زیستگاه ماهیان روش‌های آماری چندمتغیره مناسب‌ترند که ارتباط درونی و هم‌بستگی موجود میان متغیرهای محیطی را درنظر می‌گیرند (Ahmadi–Nedushan *et al*., 2006). مدل‌های رگرسیونی به طور گسترده در پیش‌بینی پراکنش گونه‌ها، فراوانی و ترجیحات زیستگاهی استفاده می‌شوند. آنالیز رگرسیون چندگانهٔ خطی (MLR)[1] یکی از معمول‌ترین روش‌هاست که در توصیف رابطهٔ میان یک متغیر وابسته (مثل فراوانی گونه) و متغیرهای مستقل (مثل پیش‌بینی‌کننده‌های غیرزیستی)، در مدل‌های مطلوبیت زیستگاه برای ماهیان در رودخانه‌ها همچنین، ارتباط گونه–زیستگاه در رودخانه‌ها و دریاچه‌ها، استفاده می‌شود (ibid). برای تحلیل رابطهٔ میان یک متغیر وابستهٔ دوتایی (مانند حضور و عدم حضور، مناسب یا نامناسب) با فاکتورهای محیطی، که کیفیت زیستگاه را توصیف می‌کنند (مانند عمق، سرعت و بستر)، این

1. Multiple Linear Regression (MLR)

روش مناسب نیست و جانشین آن روش رگرسیون منطقی(LR)[1] است که به طور گسترده‌ای در مطالعات زیستگاه موجودات آبزی به کار می‌رود (ibid). این روش امکان تحلیل هم‌زمان متغیرهای طبقه‌ای (مثل بستر و پوشش) با متغیرهای پیوسته (مثل عمق و سرعت جریان) را می‌دهد (Rosenfeld, 2003; Palialexis *et al*., 2011). در مدل رگرسیون منطقی (Pont *et al*., 2005; Ahmadi–Nedushan *et al*., 2006):

$$\log\left[\frac{P_i}{1-P_i}\right] = g(x) = \beta_0 + X^T\beta + \varepsilon = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \ldots + \beta_m x_m + \varepsilon$$

$$\leftrightarrow$$

$$p(x) = \frac{e^{g(x)}}{1+e^{g(x)}}$$

g(x): متغیر وابسته، $X=(x_1,\ldots,x_m)$: m متغیر پیش‌بینی‌کننده، β_0: ضریب ثابت معادله، $\beta=(\beta_1,\ldots,\beta_m)$: m ضریب رگرسیون برای هر متغیر پیش‌بینی‌کننده و P(x): احتمال حضور است.

به علت خاصیت داده‌های طبیعی اکولوژیکی (نرمال‌نبودن خطاها)، از روش‌های جدید رگرسیون، که انعطاف پذیرترند، مثل مدل خطی کلی‌شده (GLM)[2] استفاده شد (Ahmadi–Nedushan *et al*., 2006, Palialexis *et al*., 2011). برای برآورد ضرایب رگرسیون منطقی نیز از روش احتمال بیشینه (MLM)[3] (Ahmadi–Nedushan *et al*., 2006) استفاده شد.

۵.۲. آزمون‌های سنجش مدل

آزمون آمارهٔ G: برای سنجش دقت مدل رگرسیون منطقی از آزمون G استفاده شد؛ در این آزمون انحراف بین مدل اصلی از مدلی که همهٔ ضرایب آن صفر فرض شده است محاسبه می‌شود. مناسب‌ترین مدل دارای بیشترین انحراف است. آزمون G دارای توزیع مربع کای با درجهٔ آزادی P–۱ است (P= تعداد متغیرها در مدل). فرضیهٔ صفر این آزمون شیب رگرسیون منطقی را برابر صفر در نظر می‌گیرد (Bahadori *et al*., 2010).

آزمون نیکویی برازش[4]: از این آزمون با روش‌های پیرسون[5]، دویانس[6] و هاسمر– لمنشو[7]، به منظور ارزیابی توصیف داده‌های مدل، استفاده شد؛ این آزمون‌ها میزان تناسب بین داده‌ها و مدل را با مقایسهٔ توالی داده‌های مشاهده‌شده و داده‌های پیش‌بینی‌شدهٔ مدل ارزیابی می‌کنند (Bahadori *et al*., 2011).

مدل‌های رگرسیونی ممکن به‌دست‌آمده از مدل خطی کلی‌شده (GLM) با معیار آکایکه طبقه‌بندی شدند. این معیار چارچوب کمّی برای انتخاب مدل ایجاد می‌کند. برای هر مدل Δ آکایکه نیز محاسبه شد ؛ هر چه Δ آکایکه بیشتر باشد، تناسب مدل با داده‌ها کمتر می‌شود (Anderson et al., 2000, Palialexis *et al*., 2011)؛ بهترین مدل کمترین مقدار آکایکه را دارد (García *et al*., 2010). بنابراین، مدل‌های با Δ آکایکهٔ ۲ یا کمتر به علت اینکه تناسب بهتری با داده‌ها دارند، انتخاب شدند (Bahadori, *et al*., 2011). همچنین برای هر مدل، وزن آکایکه (ω_i) با استفاده از فرمول زیر محاسبه شد (Anderson *et al*., 2000):

$$\omega_i = \frac{\exp\left(-\frac{1}{2}\Delta_i\right)}{\sum_{r=1}^{R}\exp\left(-\frac{1}{2}\Delta_r\right)}$$

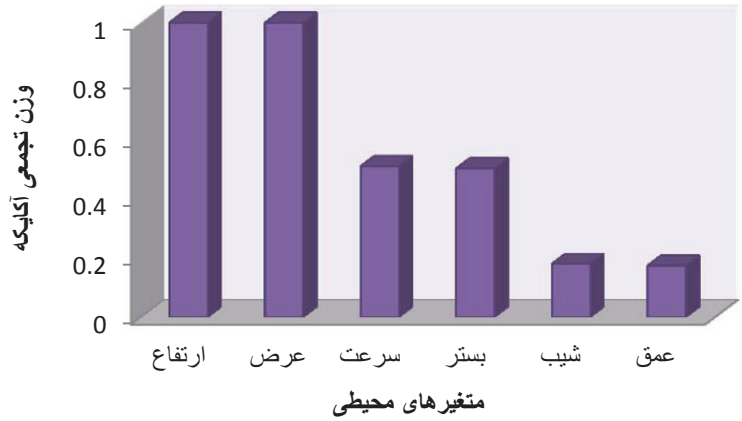
1. Logistic Regression
2. Generalized Linear Models
3. Maximum Likelihood Method
4. Goodness of fit
5. Pearson
6. Deviance
7. Hosmer-Lemenshow

جدول ۱. نتایج معیار آکایکه برای پیش‌بینی بهترین مدل (ΔAIC اختلاف آکایکه، ω_i وزن آکایکه)

شمارهٔ مدل	درجهٔ آزادی	AIC	ΔAIC	P	ω_i
۱	۴	۲۴/۰۲	۰.۰۰	۰.۰۰	۰/۲۲۲
۲	۲	۲۴/۲۹	۰/۲۷	۰.۰۰	۰/۱۹۴
۳	۳	۲۵/۳۴	۱/۳۲	۰.۰۰	۰/۱۱۵
۴	۳	۲۵/۴۶	۱/۴۴	۰.۰۰	۰/۱۰۸
۵	۳	۲۵/۷۴	۱/۷۲	۰.۰۰	۰/۰۹۴
۶	۵	۲۵/۷۶	۱/۷۴	۰.۰۰	۰/۰۹۳
۷	۳	۲۵/۸۴	۱/۸۲	۰.۰۰	۰/۰۸۹
۸	۵	۲۶/۰۱	۱/۹۹	۰.۰۰	۰/۰۸۲

جدول ۲. متغیرهای پیش‌بینی‌کننده در هر مدل و ضرایب رگرسیونی آنها

	متغیرهای پیش‌بینی‌کننده					
شمارهٔ مدل	ارتفاع	عرض	سرعت	بستر	عمق	شیب
۱	-۰/۲۱	-۱/۴۵	-۹/۲۳	۰/۳۳		
۲	-۰/۱۲	-۱/۱۰				
۳	-۰/۱۳	-۱/۱۴	-۳/۵۳			
۴	-۰/۱۴	-۱/۱۳		۰/۱۴		
۵	-۰/۱۳	-۱/۵۳			۰/۰۸	
۶	-۰/۲۳	-۱/۶۳	-۱۱/۱۹	۰/۳۸		-۰/۶۹
۷	-۰/۱۲	-۱/۱۲				۰/۷۳
۸	-۰/۲۱	-۱/۴۴	-۹/۰۹	۰/۳۳	۰/۰۱	



شکل ۲. مقایسهٔ وزن تجمعی آکایکه ($\sum\omega$) برای هر متغیر در مناسب‌ترین مدل‌ها

وزن آکایکه در مجموعه‌ای از مدل‌ها می‌تواند احتمالی تقریبی باشد که کدام مدل بهترین است. اهمیت نسبی هر متغیر پیش‌بینی‌کننده در مدل‌ها می‌تواند با مجموع وزن‌های آکایکهٔ مدل‌هایی محاسبه شود که آن متغیر در آن وجود دارد (وزن تجمعی $\sum\omega$) (Hermoso *et al*., 2011).

تمامی آنالیزها در نرم‌افزارهای Minitab نسخهٔ ۱٤ و STATISTICA نسخهٔ ۸ انجام شد.

۳. نتایج

در مجموع ٦۸ واحد نمونه‌برداری بررسی شد که از این میان ۲۵ ناحیهٔ حضور و ٤۳ ناحیهٔ عدم حضور برای گونهٔ مورد نظر ثبت شد. به منظور بررسی هم‌کنش بین متغیرها، ماتریس هم‌بستگی تشکیل شد و از هر دو متغیری که هم‌بستگی بالای ۰/۷ داشتند، یک متغیر انتخاب شد؛ بدین ترتیب که هر یک از متغیرها، به صورت جداگانه، وارد رابطهٔ رگرسیون منطقی دوتایی شدند و متغیری که P کمتر و G و Z بالاتری داشت، به‌منزلهٔ متغیر اثرگذارتر انتخاب شد. در مجموع به علت هم‌بستگی میان متغیرهای میزان روشنایی و اثر پوشش گیاهی اطراف (۰/۷۲)، میزان روشنایی انتخاب سپس، با هم‌بستگی میان این متغیر و ارتفاع (۰/۷۱)، متغیر ارتفاع انتخاب و دو متغیر مذکور حذف شدند. از میان ٦ متغیر باقی‌مانده، برای انتخاب متغیرهای اثرگذار در حضور و عدم حضور گونه، متغیرها وارد رابطهٔ رگرسیون منطقی دوتایی شدند و مقدار P آنها محاسبه شد. متغیرهای ارتفاع و عرض رودخانه در این رابطه معنی‌دار شدند ($P<۰,۰۵$).

به منظور انتخاب مناسب‌ترین مدل رگرسیونی ممکن به‌دست‌آمده از مدل خطی کلی‌شده (GLM)، از روش نمایهٔ آکایکه استفاده شد. سری متغیرهای پیش‌بینی‌کننده با اختلاف آکایکهٔ کمتر از ۲ به‌منزلهٔ مناسب‌ترین مدل‌ها انتخاب شدند. جدول ۱ مقادیر مربوط به معیار آکایکه را نشان می‌دهد؛ از میان ۸ مدل مناسب انتخاب‌شده، مدل اول به علت اختلاف آکایکهٔ کمتر و وزن آکایکهٔ بالاتر (ω_i) در میان مدل‌های مناسب به‌منزلهٔ بهترین مدل است (García *et al*., 2010). جدول ۲ نوع متغیرها در هر مدل و نتایج مربوط به ضرایب رگرسیونی هر یک از متغیرها را در ۸ مدل نهایی نشان می‌دهد. وزن تجمعی برای هر متغیر در شکل ۲ نشان داده شده که نشان‌دهندهٔ اهمیت نسبی هر متغیر است.

سنجش دقت مدل رگرسیون منطقی با استفاده از آزمون G انجام شد. مقدار P آزمون G در مدل‌ها برابر با صفر بود (جدول ۳). مقدار P=۰,۰۰ آزمون G نشان‌دهندهٔ آن است که واردکردن متغیرهای محیطی مربوطه قدرت پیش‌بینی حضور و عدم حضور سگ‌ماهی جویباری را افزایش می‌دهد.

آزمون‌های پیرسون، دویانس و هاسمر– لمنشو به منظور ارزیابی نحوهٔ توصیف داده‌های مدل به کار رفتند (جدول ٤). نتایج نشان داد که داده‌ها و مدل با یکدیگر تناسب شایسته دارند (زمانی که ارزش P ۳ آزمون یادشده معنی‌دار باشد (P<۰,۰۵)، نتیجه می‌شود که داده‌های حاصل از نمونه‌برداری در عرصه با پیش‌بینی‌های مدل هم‌خوانی ندارند و مدل به‌دست‌آمده مناسب نیست (Bahadori *et al*., 2010).

جدول ۳. نتایج آزمون G و درصد هم‌خوانی (حالات پیش‌بینی‌شدهٔ مدل با داده‌های حاصل از نمونه‌برداری)

	بیشینهٔ احتمالی	آزمون آمارهٔ G	درجهٔ آزادی	مقدار P مدل	درصد هم‌خوانی(٪)
مدل ۱	-۷/۰۱	۷۵/۴۲	۴	۰.۰۰	۹۸/۹
مدل ۲	-۹/۱۵	۷۱/۱۵	۲	۰.۰۰	۹۸/۹
مدل ۳	-۸/۶۷	۷۲/۱۰	۳	۰.۰۰	۹۸/۷
مدل ۴	-۸/۷۳	۷۱/۹۹	۳	۰.۰۰	۹۸/۹
مدل ۵	-۸/۸۷	۷۱/۷۱	۳	۰.۰۰	۹۸/۸
مدل ۶	-۶/۸۸	۷۵/۶۸	۵	۰.۰۰	۹۹
مدل ۷	-۸/۹۲	۷۱/۶۱	۳	۰.۰۰	۹۸/۸
مدل ۸	-۷/۰۰	۷۵/۴۳	۵	۰.۰۰	۹۸/۹

جدول ٤. نتایج آزمون‌های پیرسون، انحراف و هاسمر- لمنشو

شمارهٔ مدل	روش	مربع کای	درجهٔ آزادی	P
۱	پیرسون	۶۴/۹۷	۶۳	۰/۴۱
	انحراف	۱۴/۰۲	۶۳	۱/۰۰
	هاسمر- لمنشو	۱۶/۶۶	۸	۰/۰۳
۲	پیرسون	۱۰۹/۱۸	۶۵	۰.۰۰
	انحراف	۱۸/۲۹	۶۵	۱/۰۰
	هاسمر- لمنشو	۳۵/۷۸	۸	۰.۰۰
۳	پیرسون	۱۱۳/۹۴	۶۴	۰.۰۰
	انحراف	۱۷/۳۴	۶۴	۱/۰۰
	هاسمر- لمنشو	۱۷/۶۹	۸	۰/۰۲
۴	پیرسون	۶۴/۴۵	۶۴	۰/۴۶
	انحراف	۱۷/۴۶	۶۴	۱/۰۰
	هاسمر- لمنشو	۱/۹۲	۸	۰/۹۸
۵	پیرسون	۹۵/۱۱	۶۴	۰/۰۰۷
	انحراف	۱۷/۷۴	۶۴	۱/۰۰
	هاسمر- لمنشو	۲۳/۰۲	۸	۰/۰۰۳
۶	پیرسون	۵۲/۸۴	۶۲	۰/۷۹
	انحراف	۱۳/۷۶	۶۲	۱/۰۰
	هاسمر- لمنشو	۱/۷۳	۸	۰/۹۹
۷	پیرسون	۱۴۵/۷۰	۶۴	۰.۰۰
	انحراف	۱۷/۸۴	۶۴	۱/۰۰
	هاسمر- لمنشو	۴۲/۸۹	۸	۰.۰۰
۸	پیرسون	۶۳/۹۹	۶۲	۰/۴۱
	انحراف	۱۴/۰۱	۶۲	۱/۰۰
	هاسمر- لمنشو	۱۶/۷۴	۸	۰/۰۳

٤. بحث و نتیجه‌گیری

در اکولوژی کاربردی، مدل‌های زیستگاهی در توصیف ویژگی‌های جمعیت‌های ماهیان (حضور و تراکم) به طور گسترده‌ای کاربرد دارند (Oberdorff *et al*., 2001). مدل‌های بر مبنای حضور و عدم حضور گونه‌های ماهیان، نسبت به مدل‌های فراوانی افراد یا صرف حضور، در بیان وضعیت رودخانه‌ها شاخص بهتری‌اند و، با احتمال و کارایی بیشتری، پراکنش طبیعی گونه‌ها را پیش‌بینی می‌کنند، زیرا این روش با داده‌های حاصل از مناطق نامناسب برای زیست گونه تلفیق شده و پتانسیل حضور یک گونه در یک محیط را مشخص می‌کند (Palialexis *et al*., 2011; Oberdroff *et al*., 2001). در مطالعهٔ حاضر، در بررسی نیازهای زیستگاهی سگ‌ماهی جویباری (*O. bergianus*)، متغیرهای ارتفاع از سطح دریا، سرعت جریان آب، عرض، عمق، شیب، میانگین قطر ذرات بستر رودخانه، اثر پوشش‌های گیاهی حریم رودخانه و میزان روشنایی طبق سایر مطالعات انجام‌شده (Peres–Neto, 2004; Ahmadi–Nedushan *et al*., 2006; Chuang *et al*., 2006; De Kerckhove *et al*., 2008)، بررسی شد و ٦ متغیر غیرهم‌بسته، در آنالیزها در نظر گرفته شد. از میان ۸ مدل مناسب انتخاب‌شده، بر پایهٔ معیار آکایکه، مدل اول به علت اختلاف آکایکهٔ کمتر و وزن آکایکهٔ بالاتر (ω_i) به‌منزلهٔ بهترین مدل در میان مدل‌های مناسب است (García *et al*., 2010). بر اساس این مدل، متغیرهای ارتفاع از سطح دریا، عرض رودخانه، سرعت جریان و قطر ذرات بستر رودخانه فاکتورهای مهمی در حضور گونهٔ مورد نظرند. اساساً، در جوامع ماهیان رودخانه‌زی، اندازهٔ رودخانه، ارتفاع، پیچیدگی زیستگاه، سرعت جریان و عمق از جمله مهم‌ترین متغیرهای اثرگذارند (Jaramillo–Villa *et al*., 2010).

از مهم‌ترین متغیرهای اثرگذار در کاهش غنای گونه‌ای با افزایش ارتفاع دمای آب است، که به طور مستقیم بر متابولیسم، تولید مثل، رشد و رفتار ماهیان تأثیر می‌گذارد، در واقع، عامل ارتفاع از سطح دریا به طور غیر مستقیم بر همهٔ موارد مذکور اثرگذار است. با افزایش ارتفاع در اکوسیستم‌های آبی، کاهش درجهٔ حرارت، شرایط هیدرولیکی، فیزیکی و شیمیایی توزیع گونه‌های ماهیان را تحت تأثیر قرار می‌دهد و موجب پیدایش سازگاری‌های مورفولوژیکی و فیزیولوژیکی مانند کاهش نرخ متابولیک و اشکال هیدرودینامیکی بدن می‌شود (Jaramillo-Villa *et al.*, 2010). بنابراین، هر گونه در ارتفاع مشخصی قادر به تکمیل چرخهٔ زیستی خود است؛ که ارتفاع پراکنش برای گونهٔ مورد مطالعه ما در رودخانهٔ کردان، بین ۱۳۷۸ – ۱٤۷۰ متر بود. در مناطق بالادست رودخانهٔ کردان و در ارتفاعات بالاتر از ۱٤۸۰ متر این ماهی حضور نداشت، بلکه در مناطق میانه به سمت پایین‌دست رودخانه بود. آنچه روند افزایشی ترکیب جوامع ماهیان را از بالادست به پایین‌دست رودخانه تعیین می‌کند، افزایش اندازه و تنوع زیستگاه از قبیل تغییرات در عرض، عمق، سرعت جریان و ترکیب بستر در رودخانه است (Tejerina–Garro *et al*., 2005).

عرض رودخانه در واقع هم معرف اندازهٔ رودخانه و هم بیان‌کنندهٔ تنوع زیستگاهی در مقیاس محلی است (Pont *et al*., 2005). این فاکتور مهم، در حضور گونهٔ *O. bergianus* مؤثر بود و طبق نتایج، با حضور گونه رابطهٔ عکس داشت؛ به عبارت دیگر، با افزایش عرض رودخانه، احتمال حضور این گونه نیز کمتر خواهد بود. البته شایان ذکر است که میانگین عرض رودخانهٔ کردان ۸/۰٦ (بین ۳/۵ – ۲۳/۵) متر بود و اثر منفی افزایش عرض رودخانه بر حضور سگ‌ماهی جویباری در مقادیر بیش از ۱۵ متر ثبت شد. در مطالعه‌ای روی دو گونه قزل‌آلای گلوبریده(*Oncorhynchus clarki*) و آزادماهی کوهو (*Oncorhynchus kisutch*)، که در بریتیش کلمبیا انجام شد (Rosenfeld *et al*., 2000)، مشخص شد هر دو گونه بیشترین تراکم را در رودخانه‌های با عرض کمتر از ۵ متر دارند. این مطالعه اهمیت حمایت از رودخانه‌های کوچک در برنامه‌های حفاظتی طولانی‌مدت را تأکید می‌کند. رودخانه‌های کوچک‌تر سطح کناره‌ای بیشتری

دارند و ممکن است مناطق امن‌تری برای تخم‌ریزی، پرورش و زمستان‌گذرانی نسبت به رودخانه‌های بزرگ‌تر باشند (Rosenfeld *et al.*, 2000).

جریان آب و نیروی حاصل از آن، به‌منزلهٔ فاکتوری مهم، به طور مستقیم در موجودات آبزی آب‌های جاری و به طور غیرمستقیم در تأمین غذا با جابه‌جایی مواد غذایی تأثیرگذار است (Ahmadi–Nedushan *et al*., 2006). نتایج مطالعهٔ حاضر نیز نشان داد که سرعت جریان آب رودخانهٔ کردان در حضور و پراکنش سگ‌ماهی جویباری مؤثر بود. افزایش سرعت جریان تأثیر عکس در حضور سگ‌ماهی جویباری دارد که علت آن احتمالاً ناتوانی این ماهی در مقابله با جریان‌های شدید یا شسته‌شدن حشرات آبزی و موجودات بنتیک است که غذای این ماهی‌اند (Abdoli and Naderi 2009).

طبق نتایج، فاکتور دیگر مؤثر در حضور گونهٔ مورد نظر قطر ذرات بستر بود؛ بستر فاکتور مهمی در ایجاد فضای زیستی در یک زیستگاه است و امکان ساکن‌شدن، حرکت، تولید مثل، پناهگاه (برای جلوگیری از شکارشدن و مقابله با جریان آب) و تأمین غذا (به طور مستقیم، به واسطهٔ مواد آلی، و تجمع غذا مانند جلبک‌های اپیفیتیک) را فراهم می‌آورد (Ahmadi–Nedushan *et al*., 2006).

متغیرهای ارتفاع و عرض رودخانه در میان تمامی ۸ مدل مناسبی که طبق معیار آکایکه انتخاب شدند، حضور داشتند و وزن تجمعی بالاتری نیز نسبت به متغیرهای دیگر دارند، بنابراین، دو فاکتور ارتفاع از سطح دریا و عرض رودخانه دو فاکتور بسیار مهم برای گونهٔ O. bergianus به شمار می‌روند. مطالعات دیگر نیز اندازهٔ رودخانه و ارتفاع آن را به‌منزلهٔ عوامل مؤثر در تغییر جوامع ماهیان ذکر کرده‌اند (Humpl and Pivnička, 2006). اهمیت ۲ فاکتور سرعت جریان و بستر نیز در پراکنش سگ‌ماهی جویباری مهم است و طبق نتایج تحقیق حاضر تغییراتی که در این خصوص در رودخانهٔ کردان در حال انجام است می‌تواند بقای این گونه را تحت تأثیر قرار دهد. با توجه به اهمیت کمتر دو متغیر عمق و شیب بستر رودخانه نسبت به سایر متغیرها، احتمالاً تغییرات شدید در عمق و بستر رودخانه می‌تواند تأثیرات منفی در حضور و بقای این گونه داشته باشد.

تقدیر و تشکر

بدین وسیله از آقایان رضا گلجانی، آرش صلاحی‌نژاد، حمیدرضا شکاری و محسن احمدی که در این تحقیق با ما همکاری کردند صمیمانه قدردانی به عمل می‌آید.

References

[1]. Abdoli, A.and Naderi, M., 2009. Biodiversity of Fishes of the Southern Basin of the Caspian Sea. Abzian Scientific Publication pp242 (in Persian).

[2]. Ahmadi-Nedushan, B., ST-Hilare, A., Berube, M., Robichaud, E., Thiemonge, N., and Bobeea, B., 2006. A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for in stream flow assessment. River Research and Applications 22, 503-523.

[3]. Anderson, D. R., Burnham, K. P., and Thompson, W. L., 2000. Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. Journal of Wildlife Management 64, 912-923.

[4]. Bahadori Khosroshahi, F., Alizadeh, A., Kaboli, M., Karami, M., Attarod, P., and Shariati, M., 2010. Eurasian Nuthacth (Sitta europaea) habitat suitability modelling at Northern Alborz, Iran. Journal of Natural Environment 63 (3), 225-236 (In Persian).

[5]. Bahadori Khosroshahi, F., Alizadeh Shabani, A., Kaboli, M., Karami, M., Sariati Najafabadi, M., and Ahmadi-Mamaghani, Y., 2011. A probabilistic model for presence of Eurasian Nuthatch (Sitta europaea) in the Alborz mountains, northern Iran. The Wilson Journal of Ornithology 123(4),740–746.

[6]. Chuang,LC., Lin, YS., and Liang, SH., 2006. Ecomorphological Comparison and Habitat Preference of 2 Cyprinid Fishes, Varicorhinus barbatulus and Candidia barbatus, in Hapen Creek of Northern Taiwan. Zoological Studies 45(1), 114-123.

[7]. Coad, B. 2013. Fresh water fishes of Iran. Available from www.Briancoad.com. Accessed 1st Jun 2013.

[8]. De Kerckhove, D.T., Smokorowski, K.E. and Randall, R.G. 2008. A primer on fish habitat models. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2817, 71 p.

[9]. García, P., Arévalo, V., and Lizana, M.,2010. Characterization of den sites of American mink Neovison vison in central Spain. Wildlife Biology 16, 276-282.

[10]. Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F., and Prenda J., 2011. Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. Ecological Applications 21(1), 175-188.

[11]. Humpl, M., and Pivnička K., 2006. Fish assemblages as influenced by environmental factors in streams in protected areas of the Czech Republic. Ecology of freshwater fish 15, 96-103.

[12]. Jaramillo-Villa, U., Maldonado-Ocampo, J.A., and Escobar, F., 2010. Altitudinal variation in fish assemblage diversity in streams of the central Andes of Colombia. Journal of Fish Biology 76, 2401-2417.

[13]. National geographical organization. 2005. The Gazetteer of rivers in the I.R of Iran. Central Iran watershed. Third volume. 279pp.

[14]. Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B., and Chessel, D., 2001. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. Freshwater Biology 46, 399–415.

[15]. Palialexis, A., Georgakarakos, S., Karakassia, L., Lika, K., and Valavanis, V. D., 2011. Prediction of marine species distribution from presence–absence acoustic data: comparing the fitting efficiency and the predictive capacity of conventional and novel distribution models. Hydrobiologia 670, 241-266.

[16]. Peres-Neto, P. R., 2004. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. Oecologia 140, 352–360.

[17]. Pont, D., Hugueny, B., and Oberdorff, T., 2005. Modeling habitat requirement of European fishes: do species have similar responses to local and regional environmental constraints?. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62, 163-173.

[18]. Porter, M. S., Rosenfeld, J., and Parkinson, E.A., 1999. Predictive models of fish species distribution in the Blackwater Drainage, British Columbia. Proceeding of a conference on Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Kamloops, British Colombia, PP.520.

[19]. Rosenfeld, J., 2003. Assessing the habitat requirement of stream fishes: An overview and evaluation of different approaches. Transaction of the American Fisheries Society 132, 953-968.

[20]. Rosenfeld, J., Porter, M., and Parkinson, E., 2000. Habitat factors affecting the abundance and distribution of juvenile cutthroat trout (Oncorhynchus clarki) and coho salmon (Oncorhynchus kisutch). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57, 766-774.

[21]. Tejerina-Garro, F. L., Maldonado, M., Ibaňez, C., Pont, D., Roset, N., and Oberdorff, T., 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblage: a framework for ecological assessment of rivers. Brazilian Archives of biology and technology 48, 91-108.

[22]. Vélez-Espino, L.A., 2006. Distribution and habitat suitability index model for the Andean catfish Astroblepus ubidiai (Pisces: Siluriformes) in Ecuador.Revista de biologia tropical Rev. Biol. Trop54 (2), 623-638.

[23]. Yu, SL., and Lee TW., 2002. Habitat preference of the stream fish, Sinogastromyzon puliensis (Homalopteridae). Zoological Studies 41(2), 183-187.