13(4) 225-234, Winter 2022

Journal of Animal Environment
(AEJ)
Journal homepage: http://www.aejournal.ir

Original Research Paper

The effect of point source pollution (fish pond effluent) on macro-invertebrates communities and validation of three biotic indexes (EPT, BMWP, HFBI) in assessing the water quality of Baliglu river in Ardabil province

Ehsan Asadisharif [1], Parvar Didehberah [2], Abolfazl Bayrami [2*], Shima Rahim pouran [3]

[1] Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Someh Sara, Iran
[2] Department of Biology, Faculty of Science, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran
[3]Department of Environmental and Occupational Health, Social Determinants of Health Research Centre, Ardabil University of Medical Sciences, Ardabil, Iran

Key Words
Fish farming
Biotic indexes
Pollution
Baliglu river

Abstract

Introduction: Biotic indexes are an effective tool for measuring the water quality of rivers and lakes. In this study, the effect of fish pond effluent on water quality and validation of three common biotic indexes EPT, BMWP and HFBI in Baliqlu river of Ardabil province was investigated.

Materials & Methods: A sampling of invertebrates communities were done seasonally from the summer of 2018 for one year with the help of a Sorber sampling device with dimensions of (40×40 cm) and in three replications.10582 samples from 10 orders and 14 families were identified. The highest frequency was related to the order of Ephemeroptera and then Diptera, which belonged to the Baetidae and then Chironomidae family, respectively. Shannon-Wiener (H)(1.20) diversity, uniformity (exp(H)/S)(0.83), Simpson (1-D)(0.66) and dominance (D) (0.33) indices were used to study the diversity of macro-invertebrate communities.

Result: The results of determining the correlation of environmental parameters with the distribution of macrobenthos and environmental factors with each other by Detrended Correspondence Analysis (DCA) in PAST software (version 3.25) showed that the environmental parameters of nitrate and phosphate were positively correlated with Chironomidae and Tipulidae families. Based on the Helsinhoff (HFBI) biotic index, the water quality of the Baliqlu River in the third station with severe pollution (HFBI=8.24), based on the EPT, water quality in the third station is poor (EPT=9.5) and the BMWP biotic index reflects poor results. The water quality of Baliqlu River in all stations was in a poor quality class.

Conclusion: The validation results of the three indicators used, showing that the BMWP, unlike other indicators, has a relatively poorer performance in the Baliqlu River and in the quality assessments of our country's rivers, it is better to use a combination of several biological indicators.

* Corresponding Author's email: a_bayrami@uma.ac.ir
Received: 22 October 2020; Reviewed: 27 November 2020; Revised: 31 January 2021; Accepted: 7 March 2021
(DOI): 10.22034/AEJ.2021.265436.2439

مقاله پژوهشی

اثر منبع آلودگی نقطه‌ای (پساب استخر پرورش ماهی) بر جوامع ماکروبنتوزی و اعتبارسنجی سه شاخص زیستی (HFBI،BMWP،EPT) در ارزیابی وضعیت کیفی رودخانه بالیقلو استان اردبیل

*احسان اسدی‌شریف [۱]، پرور دیده‌به‌راه [۲]، ابوالفضل بایرامی *[۲]، شیما رحیم‌پوران [۳]*

[۱] گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا، ایران
[۲] گروه زیست شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل، ایران
[۳] گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی، اردبیل، ایران

کلمات کلیدی

استخر پرورش ماهی
شاخص‌های زیستی
آلودگی
رودخانه بالیقلو

چکیده

مقدمه: شاخص‌های‌زیستی ابزاری کارآمد جهت‌سنجش وضعیت‌کیفی آب رودخانه‌ها و دریاچه‌ها هستند. در این‌مطالعه اثر پساب استخر پرورش‌ماهی بر کیفیت آب و اعتبارسنجی سه‌شاخص‌زیستی رایج EPT، BMWP و HFBI در رودخانه بالیقلو استان‌اردبیل بررسی شد.

مواد و روش‌ها: نمونه‌برداری از جوامع بی‌مهرگان به‌صورت فصلی از تابستان سال ۱۳۹۷ به‌مدت یک‌سال و با کمک دستگاه نمونه‌بردار سوربر با ابعاد (٤۰×٤۰) سانتی‌متر و در سه تکرار انجام شد.

نتایج: تعداد ۱۰۵۸۲عدد نمونه از ۱۰ راسته و ۱٤ خانواده شناسایی شدند. بیش‌ترین فراوانی مربوط به راسته یک‌روزه‌ها و سپس دوبالان که به‌ترتیب از خانواده Baetidae و سپس Chironomidae بودند. جهت بررسی‌تنوع جوامع بنتوزی از شاخص‌های تنوع شانون وینر(H)(۱/۲۰)، یکنواختی (exp(H)/S)(۰/۸۳)، سیمپسون (1-D)(۰/٦٦)، غالبیت (D)(۰/۳۳) استفاده‌شد. نتایج حاصل از تعیین همبستگی پارامترهای محیطی با پراکنش ماکروبنتوزها و عوامل محیطی با یکدیگر به‌وسیله آنالیز تطبیقی قوس‌گیری شده (DCA) در محیط‌نرم‌افزارPAST (ورژن۳/۲۵) نشان داد که پارامترهای‌محیطی نیترات‌و فسفات‌باخانواده‌Chironomidae و Tipulidae همبستگی مثبت دارند. براساس شاخص زیستی هلسینهوف وضعیت کیفی رودخانه بالیقلو در ایستگاه سوم با آلودگی شدید (HFBI=۸/۲٤)، براساس شاخص زیستی EPT کیفیت آب در ایستگاه سوم ضعیف (EPT=۹/۵) و براساس شاخص زیستی BMWP و برخلاف شاخص‌های دیگر نتایج ضیفی را منعکس کرد و کیفیت آب رودخانه بالیقلو در همه ایستگاه‌ها را در کلاسه کیفی ضعیف قرار گرفت.

نتیجه‌گیری و بحث: نتایج اعتبارسنجی سه شاخص به‌کار گرفته شده نشان داد که شاخص زیستی BMWP برخلاف سایر شاخص‌ها از عملکرد نسبتا ضعیف‌تری در سنجش وضعیت کیفی رودخانه بالیقلو برخوردار است و در ارزیابی‌های‌کیفی رودخانه‌های کشورمان بهتر است از تلفیق چند شاخص زیستی استفاده شود.

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: a_bayrami@uma.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱ آبان ۱۳۹۹؛ تاریخ داوری: ۷ آذر ۱۳۹۹؛ تاریخ اصلاح: ۱۲ بهمن ۱۳۹۹؛ تاریخ پذیرش: ۱۷ اسفند ۱۳۹۹
(DOI): 10.22034/AEJ.2021.265436.2439

مقدمه

امروزه ضرورت مطالعه آلودگی رودخانه‌ها به‌دلیل نقش اساسی این اکوسیستم در چرخه زندگی جوامع بشری بایستی در برنامه‌های ارزیابی‌های زیستی گنجانده شود، از طرفی رودخانه‌ها آسیب‌پذیرترین اکوسیستم‌های جهانی به‌شمار می‌روند. امروزه بشر چنان بی‌مهابا و لجام‌گسیخته منابع آبی را به نابودی می‌کشاند که حتی قوانین وضع شده و فشارهای قانونی و ملی نیز برای مهار آن کفایت نمی‌کند (۱). سنجش‌های فیزیکی، شیمیایی و باکتریولوژیکی معمولاً مبنای پایش رودخانه‌ها را شکل می‌دهند، زیرا طیف کاملی از اطلاعات را برای مدیریت کامل آب فراهم می‌نمایند. با این‌وجود در آب‌های جاری که تغییرات هیدرولوژی بسیار سریع است، تخمین آن‌ها کار بسیار دشواری می‌باشد، بنابراین این معیارها نمی‌توانند یکپارچگی چندین فاکتور محیطی و پایداری طولانی مدت اکوسیستم‌های رودخانه‌ای را برای ماهیت فوری آن‌ها منعکس نمایند (۲). از آن‌جایی‌که بررسی کیفیت منابع آبی براساس پارامترهای فیزیکوشیمیایی، اطلاعات لحظه‌ای از میزان آلودگی موجود در منطقه را در اختیار می‌گذارند، بنابراین این روش نمی‌تواند روشی موثر در پایش وضعیت کیفی رودخانه‌ها تلقی شود. شناسایی ماکروبنتوزها به‌عنوان ابزاری کارآمد جهت پایش بیولوژیکی کیفیت محیط زیست و سلامت اکوسیستم مورد استفاده قرار می‌گیرد. از مزایایی پایش اکوسیستم به‌وسیله جوامع بنتوزی می‌توان به توان حرکتی محدود این جوامع، طول عمر زیاد، داشتن زیستگاه‌های مختلف، تنوع فراوان در منابع آبی و واکنش سریع نسبت به آلودگی‌های موقتی و زودگذر محیطی نظیر آلودگی‌های صنعتی، کشاورزی، افزایش درجه حرارت و کمبود اکسیژن می‌باشد (۳). ماکروبنتوزها در تغذیه دوزیستان، ماهی‌ها و دیگر بی‌مهرگان نقش دارند، لذا از اجزای اصلی شبکه غذایی اکوسیستم‌های آبی محسوب می‌شوند (۴). بی‌مهرگان بزرگ کف‌زی به‌عنوان یک روش استاندارد و موثر در بسیاری از موسسات محیط‌زیست برای ارزیابی کیفیت آب استفاده می‌شوند (۵). یکی از بهترین روش‌های علمی و به صرفه اقتصادی جهت تعیین سلامت اکولوژیکی آب‌ها و تعیین این‌که آیا فعالیت انسانی موجب کاهش کیفیت آب‌ها می‌شود، ارزیابی و پایش بیولوژیکی می‌باشد (۶). اروپاییان اولین کسانی بودند که این استراتژی را از اوایل سال ۱۹۰۰ اتخاذ نمودند (۷). کاربرد چند شاخص زیستی به‌طور هم‌زمان جهت ارزیابی اکوسیستم‌ها می‌تواند وضعیت کیفی اکوسیستم را به‌طور دقیق‌تری ارزیابی کند؛ اما گاهاً ممکن است برخی از شاخص‌ها نتایج ضعیفی را منعکس نمایند. استفاده از یک شاخص زیستی هم به تنهایی نمی‌تواند وضعیت یک اکوسیستم را به خوبی ارزیابی کند. بسیاری از محققین بر این باورند که استفاده از یک شاخص زیستی می‌تواند نتایج غلطی را ارائه نماید (۸). بنابراین تلفیق چند شاخص زیستی می‌تواند نتایج جامع و صحیحی از درک کیفیت اکوسیستم یک رودخانه ارائه نماید (۹، ۱۰، ۱۱). رودخانه بالیقلو اردبیل که از چشمه‌سارها و برف‌های دامنه جنوبی کوه سبلان و دامنه‌های شمال‌غربی رشته کوه‌های بزغوش سرچشمه می‌گیرد و با گذر از شهر اردبیل وارد رودخانه قره‌سو می‌شود. این مطالعه با هدف بررسی سلامت اکوسیستم رودخانه بالیقلو و اعتبارسنجی سه شاخص زیستی انجام شد، که این شاخص‌ها با توجه به اهمیت اکوسیستم‌های آبی به‌خصوص رودخانه‌ها، اطلاعات وسیعی در حفظ و بهره‌وری بهتر از این منابع، جهت اجرای اقدامات پیشگیرانه و حفاظتی توسط سازمان‌های مربوطه نظیر سازمان محیط زیست قرار می‌دهد.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری از رودخانه بالیقلو از تابستان ۱۳۹۷ به‌مدت یکسال انجام شد. ایستگاه‌های نمونه‌برداری با توجه به شرایط رودخانه از جمله در دسترس بودن منطقه نمونه‌برداری در همه فصول، ارتفاع از سطح دریا، سرعت آب، توپوگرافی و فاکتور بسیار مهم مناطق دارای آلودگی‌های کشاورزی و صنعتی انتخاب شد. جزئیات مناطق نمونه‌برداری در جدول ۱ ذکر شده است. نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی با کمک نمونه‌برداری سوربر به مساحت ۰/۱۶ مترمربع با چشمه تور ۱۰۰ میکرون و در ۴ ایستگاه انجام شد. در هر ایستگاه از سه نقطه رودخانه در کناره‌ها و وسط به مساحت ۱۰۰ مترمربع و به‌مدت یک سال صورت گرفت و برای این منظور ابتدا دستگاه نمونه‌برداری سوربر در خلاف جهت جریان آب رودخانه قرار گرفت (شکل ۱). محتویات سوربر داخل یک ظرف پلاستیکی ریخته و با فرمالین ۴٪ فیکس شدند. سپس نمونه‌ها جهت شناسایی به آزمایشگاه انتقال یافتند (۱۲).

جداسازی و شناسایی بزرگ بی‌مهرگان کفزی: نمونه‌برداری از بنتوزها براساس دستورالعمل (RBPs: Rapid Bioassessment Protocols) برای آب‌های سطحی و جاری با دستگاه نمونه‌بردار سوربر و با چشمه تور ۳۰۰ میکرون به‌مدت یک‌سال و به‌صورت فصلی انجام شد. نمونه‌های ماکروبنتوز به آزمایشگاه دانشگاه محقق اردبیلی منتقل شدند. برای شناسایی موجودات کف‌زی از لوپ‌های آزمایشگاهی دانشگاه محقق اردبیلی استفاده شد و از کلیدهای شناسایی معتبر (۱۳، ۱۴، ۱۵) جهت شناسایی در سطح خانواده استفاد شد.

شکل ۱: موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری و نقشه مطالعاتی رودخانه بالیقلو

جدول ۱: مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری در رودخانه بالیقلو

شماره	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی	فاصله از ایستگاه بالادست(کیلومتر)	جنس بستر
۱	۳۸°۶' ۳/۶"	۴۸°۶'۴۶/۹"	۰	شنی- ماسه‌ای
۲	۳۸°۷' ۶/۳"	۴۸°۸'۵۵/۷"	۲	سنگلاخ- سیلتی
۳	۳۸°۸'۲۷/۶۱"	۴۸°۱۰'۳۴/۴۳"	۶	قلوه‌سنگی- ماسه‌ای
۴	۳۸°۸' ۵۲"	۴۸°۱۰' ۵۷/۱"	۲/۵	تخت‌سنگی- ماسه‌ای

پارامترهای فیزیکوشیمیایی رودخانه بالیقلو: برخی از فاکتورهای محیطی مانند درجه حرارت، اکسیژن، هدایت الکتریکی، pH، با کمک دستگاه‌های نمونه‌برداری پرتابل مارک WTW(330i-330) در محل نمونه‌برداری انجام شد. اما برخی از پارامترها مانند نیترات (No_3^-) و فسفات (Po_4^-) طبق دستورالعمل آزمایشگاه مرجع، در انتهای هر دوره نمونه آب را در دو بطری ۱/۵ لیتری و با اضافه نمودن ماده فیکس‌کننده اسیدسولفوریک به‌میزان ۱ سی‌سی به یکی از بطری‌ها صورت گرفت.

محاسبه شاخص‌های زیستی: به‌منظور طبقه‌بندی بیولوژیک ارزیابی وضعیت کیفی رودخانه دیسام از شاخص‌های زیستی رایج EPT، HFBI و BMWP استفاده شد. سپس اعتبارسنجی هر کدام از این شاخص‌ها به‌وسیله آنالیزهای چندمتغیره بررسی شد.

شاخص زیستی EPT: کل گونه‌های شناسایی شده متعلق به سه راسته Trichoptera، Plecoptera و Ephemeroptera می‌باشند که در واقع راسته‌های حساس به آلودگی هستند. مجموع فراوانی افراد متعلق به این سه راسته نیز در بیان کیفیت آب کاربرد دارند (جدول۲) (۱۲).

جدول ۲: ارزیابی کیفی آب با استفاده از شاخص زیستی EPT

شاخص	فقیر	نسبتاً خوب	خوب-نسبتاً خوب	خوب	عالی
EPT	۰-۶	۷-۱۳	۱۴-۲۰	۲۱-۲۷	>۲۷

شاخص زیستی HFBI: شاخص زیستی هلسینهوف از پرکاربردترین شاخص‌های زیستی است که در سال ۱۹۹۸ ارتقا یافته و تحمل به آلودگی آلی در جوامع بنتوزی رودخانه‌ها را ارزیابی می‌نماید. براساس این شاخص برای هر خانواده دامنه تحمل متفاوتی بین ۰ تا ۱۰ در نظر گرفته می‌شود که هر چقدر در یک منطقه آلودگی آلی بیش‌تر و موجود مقاوم‌تر باشد، مقدار این شاخص نیز بیش‌تر خواهد بود (جدول ۳)(۱۶). جهت محاسبه شاخص زیستی هلسینهوف از معادله زیر استفاده می‌شود: $HFBI=\Sigma (x_i t_i) / n$

X_i: تعداد افراد در هر گروه، t_i: ارزش تحمل آلودگی در آن گروه، n: تعداد افراد کل

جدول ۳: ارزیابی کیفیت آب با استفاده از شاخص زیستی هیلسینهوف

درجه آلودگی (آلی)	کیفیت آب	شاخص زیستی در سطح خانواده
آلودگی آلی وجود ندارد	عالی	۰-۳/۷۵
امکان آلودگی آلی بسیار اندک	خیلی خوب	۳/۷۶-۴/۲۵
احتمال مقدار آلودگی آلی	خوب	۴/۲۶-۵/۰
آلودگی آلی نسبتا قابل ملاحظه	**مناسب**	۵/۰۱-۵/۷۵
آلودگی آلی قابل ملاحظه	نسبتا ضعیف	۵/۷۶-۶/۵۰
آلودگی آلی بسیار قابل ملاحظه	ضعیف	۶/۵۱-۷/۲۵
آلودگی آلی شدید	بسیار ضعیف	۷/۲۶ -۱۰

شاخص زیستی BMWP: در کشور انگلستان اغلب برای طبقه‌بندی آب‌ها از این شاخص استفاده می‌شود. در این روش نیازی به تعیین فراوانی گونه‌ها نیست، بلکه شناسایی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در حد خانواده کفایت می‌کند. به هر خانواده براساس جدول مرجع امتیاز تعلق می‌گیرد. براساس مجموع امتیازات به‌دست آمده می‌توان کیفیت آب را مشخص کرد (جدول ۴).

جدول ۴: طبقه‌بندی کیفیت آب براساس امتیازات کسب شده در شاخص BMWP

کیفیت آب	امتیاز
کم	<۲۵
متوسط	۲۶-۵۰
خوب	۵۱-۱۰۰
خیلی خوب	۱۰۱-۱۵۰
استثنایی	>۱۵۰

شاخص‌های تنوع گونه‌ای نظیر شاخص‌های تنوع زیستی شانون وینر (H)، سیمپسون (D-۱)، یکنواختی (exp(H)/S) و غالبیت (D) با استفاده از نرم‌افزار PAST محاسبه شد.

آنالیزهای آماری: آنالیز آماری داده‌های به‌دست‌آمده با استفاده از نرم‌افزار آماری SPSS نسخه ۱۶ و با استفاده از آنالیز واریانس یک‌طرفه (One Way ANOVA) انجام شد. در صورت نرمال نبودن داده‌ها با کمک آزمون آماری کولموگروف- اسمیرنوف نرمال‌سازی شدند. برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون دانکن (Tukey) در سطح ۵ درصد($P<۰/۰۵$) استفاده و محاسبه داده‌ها و ترسیم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار Excel انجام شد. به‌منظور تعیین همبستگی هر یک از عوامل محیطی با گونه‌های بنتوزی، عوامل محیطی با یکدیگر و هم‌چنین تعیین مهم‌ترین عامل محیطی بر روی توزیع هر کدام از گونه‌های بنتوزی از نرم‌افزار Canoco نسخه ۵ تحت ویندوز استفاده شد. از روش آنالیز تطبیقی (DCA) جهت رسته‌بندی داده‌ها استفاده شد. از نرم‌افزار PAST جهت اندازه‌گیری شاخص‌های تنوع شانون، سیمپسون، یکنواختی و غالبیت استفاده شد.

نتایج

شناسایی ماکروبنتوزها: در طول یک‌سال نمونه‌برداری از رودخانه بالیقلو تعداد ۱۰۵۸۲ نمونه از ماکروبنتوزها متعلق به ۷ رده، ۱۰ راسته و ۱۴ خانواده شناسایی شدند (جدول ۵). بیش‌ترین فراوانی ماکروبنتوزها مربوط به رده حشرات و بیش‌ترین فراوانی از رده حشرات متعلق به راسته دوبالان (۶۲/۵٪)، راسته یک‌روزه‌ها (۲۱/۷۵٪)، راسته بال‌مودار (۱٪) راسته بهاره‌ها (۱٪) بودند. از راسته دوبالان خانواده Chironomidae و سپس خانواده Simiulidae و از راسته یک‌روزه‌ها خانواده Baetidae و سپس خانواده Caenidae و Ecdyonuridae بیش‌ترین فراوانی را به خود اختصاص دادند. از راسته بال‌مودار، خانواده Hydropsychidae شناسایی شدند. از راسته بهاره‌ها که حساس‌ترین راسته حشرات نسبت به آلودگی هستند خانواده Perlodidae شناسایی شدند. بسیاری از گونه‌های این راسته به زیستگاه‌هایی با سطوح اکسیژن محلول بالا نیاز دارند. از سایر ماکروبنتوزها که در رودخانه بالیقلو شناسایی شدند، راسته کم‌تاران، عنکبوتیان، ناجورپایان (Gammaridae)، نرم‌تنان و کرم‌های پهن قرار داشتند. از نظر فراوانی، بیش‌ترین میزان فراوانی ماکروبنتوزها در ایستگاه دوم فصل زمستان (۹۸۹) و کم‌ترین میزان فراوانی ماکروبنتوزها در ایستگاه چهارم فصل زمستان (۴۳) مشاهده شد. در بررسی بین ایستگاهی بیش‌ترین میانگین تراکم بنتوزی در ایستگاه دوم (۴۹۹) و کم‌ترین میانگین تراکم بنتوزی در ایستگاه ۳ (۱۴۱) مشاهده شد.

جدول ۵: ماکروبنتوزهای شناسایی شده در چهار ایستگاه رودخانه بالیقلو استان اردبیل

شاخه	رده	راسته	خانواده
Plathyhelminthes	Turbellaria		
Annelida	Oligochaeta	Tubificida	Tubificidae Naidid
		Lumbriculida	Lumbriculidae
Arthropoda	Crustacea	A mphipoda	Gammaridae
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae Caenidae Ecdyonuridae
		Trichoptera	Hydropsychidae
		Plecoptera	Perlodidae
		Diptera	Chironomidae Simuliidae Tipulidae Tabanidae
	Arachnida	Hydrocarina	
Mollusea	Gastropoda	Prosobranchia	Viviparidae

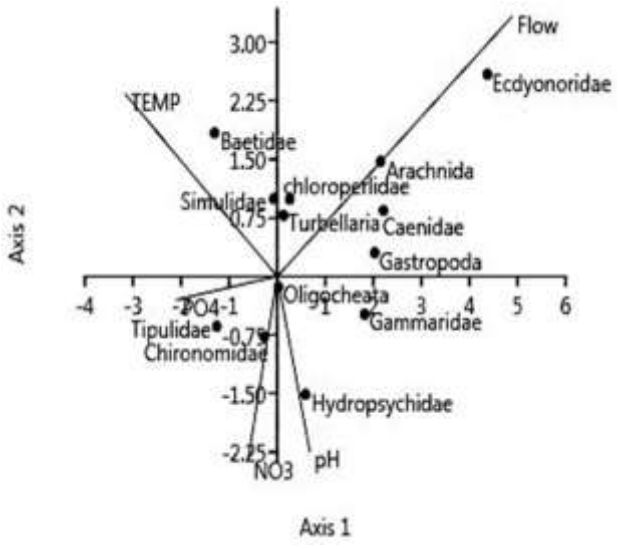
مشخصات پارامترهای فیزیکوشیمیایی رودخانه بالیقلو استان اردبیل: تغییرات پارامترهای فیزیکوشیمیایی رودخانه بالیقلو در هر ایستگاه و در هر فصل در جدول ۶ ثبت شده است. میزان دمای آب از ۵/۹۲ درجه سانتی‌گراد در فصل زمستان تا ۲۳/۷۵ سانتی‌گراد در فصل تابستان متغیر بود. بیش‌ترین میزان دبی در ایستگاه اول فصل پاییز (۷/۹۰ متر بر ثانیه) و کم‌ترین میزان دبی در ایستگاه چهارم فصل زمستان (۲/۳۵ متر بر ثانیه) ثبت شد. بیش‌ترین میزان نیترات در ایستگاه چهارم فصل زمستان (۴/۱۷ میلی‌گرم در لیتر) و کم‌ترین میزان نیترات در ایستگاه سوم فصل بهار (۱/۱۰ میلی‌گرم در لیتر) ثبت شد، هم‌چنین بیش‌ترین میزان فسفات در ایستگاه سوم فصل پاییز (۲/۴۵ میلی‌گرم در لیتر) و کم‌ترین میزان فسفات در ایستگاه سوم فصل تابستان (۰/۵۲ میلی‌گرم در لیتر) ثبت شد.

رسته‌بندی با روش DCA: همبستگی بین پارامترهای فیزیکوشیمیایی با ماکروبنتوزها در محیط نرم‌افزار PAST در شکل ۲ مشخص شده است. براساس این نمودار همبستگی مثبت معنی‌داری بین دو خانواده Chironomidae و Tipulidae از راسته دوبالان با پارامترهایی مانند نیترات و فسفات وجود دارد. یکی دیگر از پارامترهای تاثیرگذار در پراکنش ماکروبنتوزها دبی و سرعت جریان رودخانه است. نتایج همبستگی بین دبی رودخانه با خانواده‌های Caenidae، Ecdynouridae و Chloroperlidae مثبت می‌باشد. هم‌چنین بین دمای رودخانه با دو خانواده Baetidae و Simulidae همبستگی مثبتی وجود دارد. گونه‌های Hydropsychidae و Gammaridae با پارامتر pH همبستگی مثبتی را نشان دادند.

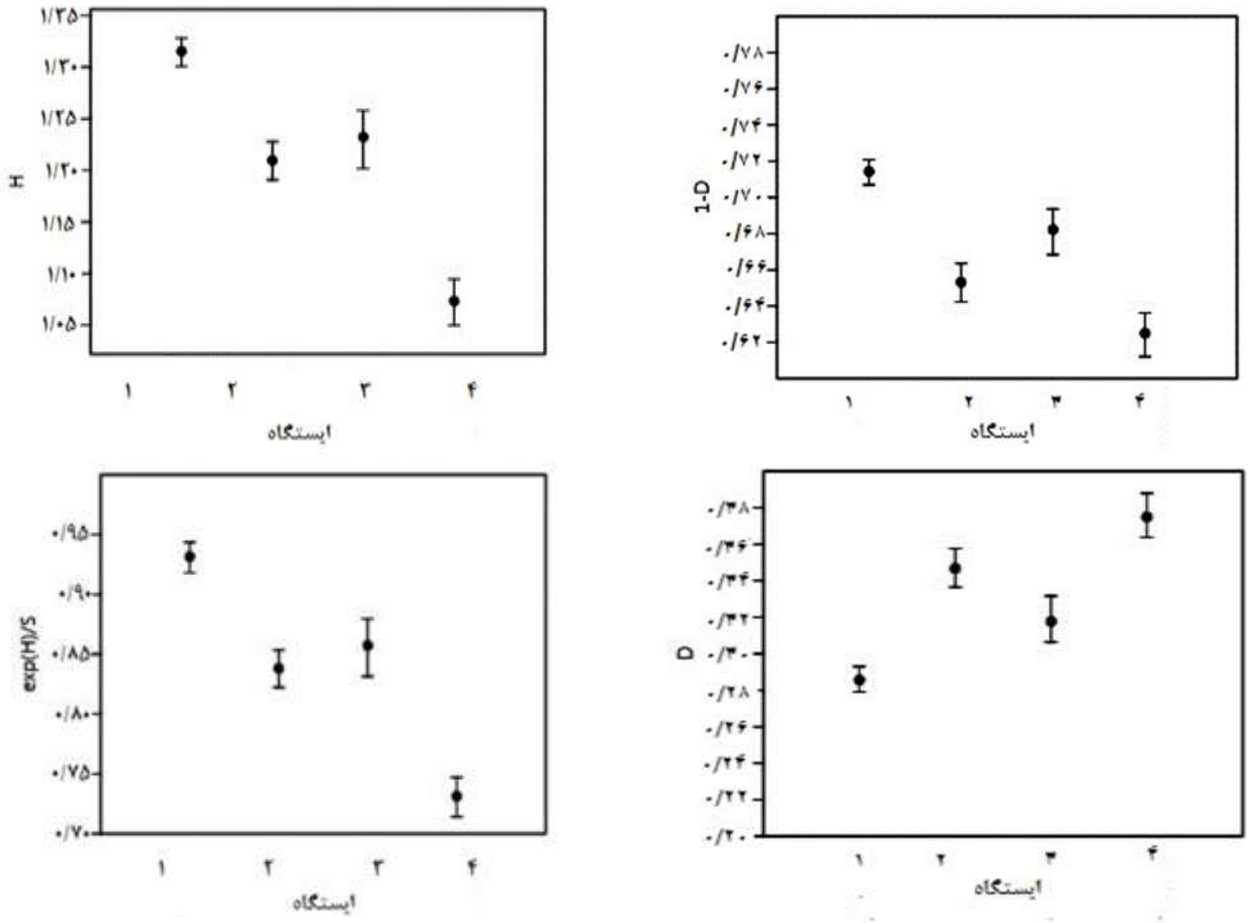
جدول۶: مشخصات پارمترهای فیزیکوشیمیایی رودخانه بالیقلو استان اردبیل(میانگین±SE)

فصل	پارامتر	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ۴
	نیترات	۱/۲۵ ±۰/۰۵۷^{a}	۱/۴۲ ±۰/۰۵ ^{b}	۱/۰±۱۰/۰۷۷^{a}	۲/۱۷ ±۰/۰۹۵^{c}
	فسفات	۲/۰±۲۵/۰۵۷^{a}	۰/۰±۶۵/۰۵۷^{b}	۰/۰±۸۰/۰۸۱^{c}	۱/۰±۱۵/۰۵۷^{d}
بهار	دبی	۵/۰±۸۵/۰۵۷^{a}	۵/۰±۸۰/۰۸۱^{a}	۵/۰±۲۷/۰۵^{b}	۴/۰±۸۰/۰۸^{c}
	دما	۰±۱۷/۸۱^{a}	۲۳/۰±۲۵/۵۰^{c}	۰±۲۴/۸۱^{c}	۲۲/۰±۲۵/۵۰^{b}
	pH	۶/۰±۹۳/۰۹^{a}	۷/۰±۲۰/۰۸^{b}	۷/۰±۲۳/۰۹^{b}	۷/۰±۳۲/۰۵^{b}
	نیترات	۱/۰±۷۵/۰۵۷^{a}	۱/۰±۵۷/۰۵^{a}	۲/۰±۳۰/۱۴^{b}	۱/۰±۹۵/۰۵۷^{c}
	فسفات	۳/۰±۹۳/۰۹۶^{a}	۰/۰±۹۸/۰۵^{b}	۰/۰±۵۲/۰۵^{b}	۰/۶۵ ±۰/۰۵^{c}
تابستان	دبی	۴/۰±۲۲/۰۹^{a}	۳/۰±۹۷/۰۵^{b}	۴/۰±۸۲/۰۹^{c}	۳/۰±۷۷/۰۵^{d}
	دما	۲۲/۰±۷۵/۵^{a}	۲۳/۰±۷۵/۲۸^{b}	۲۱/۰±۸۸/۲۵^{c}	۱۹/۰±۸/۲۵^{d}
	pH	۶/۰±۹/۱۱^{a}	۶/۰±۹۸/۰۵^{a}	۷/۳۰±۰/۰۸^{b}	۷/۰±۱۲/۰۵^{c}
	نیترات	۲/۰±۳۵/۰۵^{a}	۳/۰±۴۵/۰۵^{b}	۳/۰±۵۵/۰۵۷^{c}	۳/۰±۶۱/۰۳^{c}
	فسفات	۰/۰±۷۷/۰۵^{a}	۱/۰±۷۷/۰۵^{b}	۲/۰±۴۵/۰۵۷^{c}	۲/۰±۱۷۵/۰۵^{d}
پاییز	دبی	۷/۰±۹۰/۰۲^{a}	۴/۰±۸۵/۲۳^{b}	۲/۰±۷۵/۰۵۸^{c}	۴/۰±۴۰/۰۸۲^{d}
	دما	۸/۰±۹۸/۰۵^{a}	۷/۰±۹۲/۰۹۶^{b}	۹/۰±۹/۱۱۵^{c}	۸/۰±۴۲/۰۹۶^{d}
	pH	۵/۰±۷۲/۰۹^{a}	۶/۰±۱۷/۰۵^{b}	۶/۰±۵/۰۵۵^{c}	۵/۰±۸۵/۱۲^{a}
	نیترات	۴/۰±۷۵/۰۵۷^{a}	۳/۰±۷۷/۰۵۰^{b}	۳/۰±۸۲/۰۹۲^{b}	۴/۰±۱۷/۰۵۲^{c}
	فسفات	۲/۰±۲۷/۰۵۰^{a}	۰/۰±۵۷/۰۵۰^{b}	۰/۰±۸۷/۰۵۰^{c}	۱/۰±۷۰/۰۵۰^{d}
زمستان	دبی	۳/۰±۳۵/۰۵۷^{a}	۳/۰±۳۵/۰۵۷^{b}	۲/۰±۷۵/۰۵۷^{c}	۲/۰±۳۵/۰۵۷^{d}
	دما	۵/۰±۹۲/۰۹۶^{a}	۵/۰±۹۲/۰۹۶^{a}	۶/۰±۹۲/۰۹۶^{b}	۶/۰±۵۰/۰۸۲^{c}
	pH	۶/۰±۹۳/۰۹۶^{a}	۶/۰±۹۲/۰۹۶^{a}	۶/۰±۴۳/۰۵۳^{b}	۶/۰±۷۳/۰۹۶^{c}

شاخص‌های تنوع: نتایج حاصل از شاخص‌های تنوع زیستی شانون-وینر (H)، سیمپسون (D-۱)، یکنواختی (exp(H)/S) و غالبیت (D) در محیط نرم‌افزار PAST مورد ارزیابی قرار گرفت (شکل ۲). بر اساس نتایج شاخص شانون- وینر بیش‌ترین میزان تنوع در ایستگاه اول (۱/۳۲) و سپس ایستگاه سوم (۱/۲۴) و کم‌ترین میزان شاخص تنوع در ایستگاه چهارم (۱/۰۸) و سپس در ایستگاه دوم (۱/۲۱) مشاهده شد. نتایج شاخص سیمپسون و یکنواختی نیز نشان داد، بیش‌ترین تنوع در ایستگاه‌های اول و سوم و کم‌ترین تنوع به‌ترتیب در ایستگاه‌های چهارم و دوم می‌باشد. براساس شاخص غالبیت (D)، بیش‌ترین میزان غالبیت به‌ترتیب در ایستگاه چهارم و دوم و کم‌ترین میزان شاخص غالبت در ایستگاه اول و سوم مشاهده شد.



شکل۲: دیاگرام حاصل از رسته‌بندی پارامترهای محیطی و گونه‌های بنتوزی به‌روش DCA



شکل۳: دیاگرام شاخص‌های تنوع شانون-وینر(H)، شاخص سیمپسون(D-۱)، شاخص یکنواختی (exp(H)/S) و شاخص غالبیت (D) در رودخانه بالیقلو

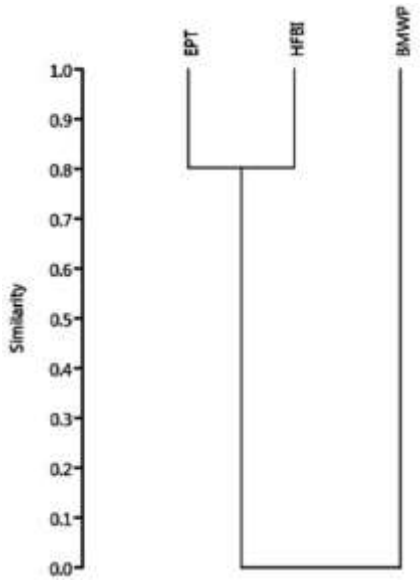
شاخص‌های زیستی: نتایج حاصل از سه شاخص زیستی EPT، HFBI و BMWP در چهار فصل در جدول ۶ آمده است. نتایج شاخص زیستی EPT نشان می‌دهد که میزان این شاخص در ایستگاه‌های سوم و چهارم کاهش می‌یابند. کم‌ترین میزان شاخص زیستی EPT در ایستگاه چهارم (۱/۷۵) فصل زمستان و در ایستگاه چهارم فصل پاییز (۲/۲۵) و سپس در ایستگاه سوم فصل تابستان (۹/۵۰) و ایستگاه سوم فصل پاییز (۱۲/۲۵) ثبت شد. نتایج به‌دست آمده از شاخص زیستی EPT نشان می‌دهد که کیفیت آب رودخانه بالیقلو در ایستگاه سوم فصل بهار، تابستان و پاییز در کلاسه کیفی نسبتاً خوب و در ایستگاه سوم و چهارم فصل زمستان در کلاسه کیفی فقیر قرار دارد. نتایج این شاخص در ایستگاه‌های اول و دوم همه فصول در کلاسه کیفی عالی قراردارد. نتایج شاخص زیستی BMWP نشان می‌دهد که میزان این شاخص زیستی بین عدد ۱/۲۵ تا ۳/۶۷ می‌باشد. براساس این شاخص و جدول امتیاز دهی، کیفیت آب در همه فصول و در همه ایستگاه‌ها دارای آلودگی شدید می‌باشد. براساس شاخص زیستی HFBI بیش‌ترین میزان این شاخص زیستی در ایستگاه سوم همه فصول با میانگین ۸/۲۴ ثبت شد که با سایر ایستگاه‌ها و در همه فصول اختلاف آماری معنی‌داری نشان داد ($P<0/05$). کم‌ترین میزان شاخص زیستی HFBI در ایستگاه اول فصل تابستان (۴/۸۸) ثبت شد که با سایر ایستگاه‌های فصل تابستان اختلاف آماری معنی‌داری نشان‌داد ($P<0/05$). براساس شاخص زیستی HFBI کلاسه کیفی رودخانه بالیقلو در ایستگاه سوم همه فصول بسیار ضعیف و در سایر ایستگاه‌ها در رده مناسب تا رده کیفی نسبتاً ضعیف قرار دارد.

همبستگی شاخص‌های زیستی با استفاده از آنالیز چند متغیره خوشه‌ای: شباهت سه شاخص زیستی EPT، BMWP و HFBI به‌وسیله آنالیز چندمتغیره خوشه‌ای در محیط نرم‌افزار PAST ارزیابی شد (شکل ۳). از شاخص شباهت Bray-Curtis جهت شبیه‌سنجی بین شاخص‌های زیستی استفاده شد. نتایج حاصل از همبستگی بین شاخص‌های زیستی نشان می‌دهد که شاخص‌های زیستی EPT با شاخص زیستی HFBI در یک گروه قرار می‌گیرند. نتایج شاخص زیستی BMWP با نتایج سایر شاخص‌ها شباهت ندارد.

جدول ۷: نتایج حاصل از سه شاخص زیستی EPT، HFBI و BMWP در چهار فصل

فصل	ایستگاه	EPT	BMWP	HFBI
بهار	S1	۵۸/۰±۵۰/۵۷۷^{a}	۲/۰±۲۳/۰۵۷^{a}	۶/۰±۶۲/۰۹۵^{a}
	S2	۱±۱۵۹/۱۵۵^{b}	۳/۰±۳۲۵/۰۵^{b}	۶/۰±۵۰/۰۰^{a}
	S3	۱۳/۰±۵۰/۵۷۷^{c}	۲/۰±۲۷/۰۵^{a}	۸/۰±۵۲/۱۷^{b}
	S4	۱±۱۶۹/۱۵^{d}	۳/۰±۶۷/۰۵^{c}	۰±۳۲/۲۷^{c}
تابستان	S1	۱۵±۳۱۵/۶۳^{a}	۳/۰±۲۲/۰۹۵^{a}	۴/۰±۸۸/۴۱^{a}
	S2	۶۲/۰±۲۵/۹۵۷^{b}	۲/۰±۲۷/۰۵^{b}	۶/۰±۲۲/۰۹۶^{b}
	S3	۹/۰±۵۰/۵۷۷^{c}	۲/۰±۳۷/۰۵^{b}	۸/۰±۰/۳۷^{c}
	S4	۱۲/۰±۸۸/۲۵^{c}	۳/۰±۲۲/۰۹۵^{a}	۶/۰±۶۲/۰۵^{b}
پاییز	S1	۹۹/۱±۵۰/۲۹^{a}	۳/۰±۷۲/۰۹۵^{a}	۶/۰±۷۲/۰۹۵^{a}
	S2	۰±۱۶۹/۹۵۷^{b}	۳/۰±۲۷/۰۵۰^{b}	۶/۰±۲۷/۱۸^{b}
	S3	۱۲/۰±۲۵/۹۵۷^{c}	۲/۰±۲۷/۰۹^{c}	۸/۰±۲۲/۰۹۵^{c}
	S4	۲/۰±۲۵/۹۵۷^{d}	۳/۰±۳۰/۰۸^{b}	۷/۰±۴۲/۰۵^{d}
زمستان	S1	۳۹/۰±۲۵/۹۵^{a}	۲/۰±۲۲/۰۹۵^{a}	۶/۰±۶۵/۰۵۷^{a}
	S2	۱۲۹/۱±۲۵/۷۰^{b}	۱/۰±۲۵/۰۵۷^{b}	۶/۰±۳۵/۰۵۷^{a}
	S3	۲/۰±۷۵/۵۰^{c}	۱/۰±۵۵/۰۵۷^{c}	۸/۰±۲۲/۱۷^{b}
	S4	۱/۰±۷۵/۵۰^{c}	۱/۰±۷۲۵/۰۵^{d}	۷/۰±۱۲/۳۲^{c}

حروف انگلیسی متفاوت در هر ردیف نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار است (P<۰/۰۵).



شکل۴: دیاگرام حاصل از شبیه‌سنجی سه شاخص زیستی HFBI، EPT و BMWP در رودخانه بالیقلو

بحث

اثر پساب استخرهای پرورش ماهی بر وضعیت کیفی و فون و فلور رودخانه‌ها توسط محققین مختلفی بررسی شده است (۱۷، ۱۸، ۱۹). در بین منابع آبی، رودخانه‌ها ازجمله مهم‌ترین منابع تامین آب می‌باشند که جهت مصارف مختلفی از قبیل آشامیدن، فعالیت‌های کشاورزی، آبیاری، صنعت و... مورد استفاده قرار می‌گیرند. یوتریفیکاسیون (پدیده پرغذایی) در اثر فعالیت‌های لجام گسیخته بشری یکی از مهم‌ترین چالش‌های دنیای امروز و به‌خصوص کشورهای در حال توسعه مانند کشور هندوستان، ایران، آفریقا و اتیوپی است (۲۰، ۲۱، ۲۲). از مهم‌ترین دلایل انتخاب رودخانه بالیقلو می‌توان به موقعیت این رودخانه به‌عنوان یک شریان حیاتی که حدود ۷ کیلومتر از داخل شهر اردبیل می‌گذرد، هم‌چنین آسیب‌هایی که با آلوده شدن این رودخانه و به خطر افتادن زندگی موجودات آبزی به‌طور مستقیم و تهدید سلامتی این اکوسیستم همراه است اشاره کرد. شیمی آب تحت تاثیر عواملی چون ویژگی‌های زمین‌شناسی، اختلالات فیزیکی منطقه‌ای، الگوهای استفاده از زمین و سایر فعالیت‌های انسانی در حوضه‌های آبریز تحت تاثیر قرار می‌گیرد (۲۳). تأثیرات روی شیمی آب می‌تواند خود را در ساختار جانوران آبزی نشان دهد (۲۴). نیترات و فسفات از ترکیبات مغذی تاثیرگذار در زنجیره غذایی رودخانه‌ها هستند. بااین‌وجود افزایش بیش از اندازه این مواد مغذی نشان‌دهنده افزایش آلودگی‌های آلی است که می‌تواند حیات جانداران را به خطر بیاندازد. میزان نیترات و فسفات در دو ایستگاه انتهایی (سوم و چهارم) نسبت به دو ایستگاه ابتدایی (اول و دوم) افزایش داشته است که نشان از آلوده بودن ایستگاه‌های انتهایی است. اگرچه میزان نیترات کل تقریباً در هر ۴ ایستگاه از حد مجاز استاندارد (۱ میلی‌گرم در لیتر) بالا بود که نشان از آلودگی در همه ایستگاه‌هاست. میانگین پارامتر فسفات نیز در اکثر ایستگاه‌ها از حد مجار استاندارد (۰/۵ میلی‌گرم در لیتر) بیش‌تر بود که این موضوع نیز نشان از آلودگی رودخانه است. افزایش ترکیبات مغذی در رودخانه‌ها به‌دلیل وجود استخر پرورش ماهی، شستشوی مزارع کشاورزی و ورود کودهای شیمیایی و شوینده‌های مصرفی در نزدیکی ایستگاه سوم باشد. بالا بودن غلظت فسفات می‌تواند اثرات منفی گسترده‌ای بر ساختار جمعیت کفزیان به‌خصوص لارو حشرات آبزی داشته باشد (۲۵). با توجه به نتایج پارامترهای فیزیکوشیمیایی می‌توان چنین استنباط نمود که اکثر ایستگاه‌های نمونه‌برداری رودخانه بالیقلو با آلودگی نسبی همراه است، با این وجود نمی‌توان از لحظه‌ای بودن نتایج پارامترهای فیزیکوشیمیایی غافل بود، به همین دلیل شاخص‌های زیستی جهت سنجش بهتر وضعیت کیفی رودخانه بالیقلو به‌کار گرفته شد. شاخص‌های تنوع زیستی روشی مناسب جهت اندازه‌گیری ترکیبی از ساختار بیولوژیکی جوامع که دو ویژگی تعداد گونه‌ها (غنای گونه‌ای) و پراکنش تعداد افراد در بین گونه‌ها (یکنواختی) را بررسی می‌کنند. در اکثر تحقیقات اکولوژیکی عوامل بسیاری هم‌چون آلودگی و حتی حضور برخی از راسته‌ها تاثیر بسیاری بر نتایج شاخص‌های تنوع دارد (۲۶، ۲۷). Khoshakhlagh و همکاران، اثر پساب مزرعه پرورش ماهی قزل‌آلا را بر بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه ماربر سمیرم بررسی کردند. نتایج شاخص تنوع شانون در این رودخانه نشان از کم تولید

بودن این‌رودخانه و وضعیت کیفی فقیر تا متوسط دارد. نتایج حاصل در مجموع نشان داد که رودخانه ماربر سمیرم از قابلیت خودپالایی مناسبی برخوردار است به‌طوری‌که در فاصله دو کیلومتری از مزارع پرورش ماهی کیفیت آب بهبود یافته است (۲۸). نتایج این تحقیق نیز نشان داد که شاخص‌های تنوع شانون، غالبیت و یکنواختی در ایستگاه اول افزایش داشته است. براساس شاخص شانون-وینر اگر میزان این شاخص کم‌تر از عدد ۱ باشد، شاخص تنوع بسیار ضعیف، اگر میزان این شاخص بین عدد ۱ تا ۲ باشد، شاخص تنوع ضعیف، اگر بین ۲ و ۳ باشد، شاخص تنوع متوسط، و اگر بین عدد ۳ و ۴ باشد شاخص تنوع بالا خواهد بود. میزان شاخص تنوع شانون در ایستگاه اول ۱/۳۲ بود که براساس این‌شاخص در کلاسه تنوع ضعیف قرار گرفت. این در حالی است که در ایستگاه سوم با ورود پساب استخر پرورش ماهی و افزایش آلودگی، شاخص تنوع شانون اگرچه نسبت به ایستگاه اول تنزل یافته است (۱/۲۲)، اما نسبت به ایستگاه دوم و چهارم کمی افزایش دارد. نتایج تحقیقات Lydy و همکاران، نشان داد که اگرچه ممکن است در اثر آلودگی زیاد ترکیب‌های جانوری در یک منطقه کاهش یابد، اما ممکن است تنوع زیستی در یک مکان آلوده برابر یا حتی بیش‌تر از مکان غیرآلوده باشد. نتایج تحقیقات Lydy و همکاران، هم‌چنین نشان می‌دهد حتی حضور برخی از جنس‌ها مانند Cheumatopsyche و Hydropsyche از راسته Trichoptera منجر به کاهش تنوع زیستی می‌شود(۲۹). شاخص زیستی EPT به‌طور گسترده جهت ارزیابی تاثیر فعالیت‌های انسانی بر اکوسیستم‌های آبی استفاده می‌شود (۳۰، ۳۱). راسته Plecoptera نسبت به دو راسته Trichoptera و Ephemeroptera سریع‌تر عکس‌العمل نشان می‌دهد (۳۲). کم‌ترین میانگین شاخص EPT در ایستگاه سوم مشاهده شده است که علت این موضوع وجود استخر پرورش ماهی و هم‌چنین رواناب‌های کشاورزی در ایستگاه‌های پایین‌دست می‌باشد. Fore و همکاران، عکس‌العمل جوامع بنتوزی به فعالیت‌های بشری را بررسی کردند. نتایج مطالعات آن‌ها نشان داد که با ورود پساب استخر پرورش‌ماهی و کاهش کیفیت آب رودخانه، راسته‌های حساس به آلودگی (EPT) کاهش یافتند (۳۳) که با نتایج تحقیق حاضر هم‌خوانی دارد. Rahimibashar و همکاران، اثرات استخر پرورش قزل‌آلای رنگین کمان را بر جوامع ماکروزئوبنتوزی رودخانه شمرود بررسی کردند. نتایج این تحقیق نیز نشان داد که با ورود پساب استخر قزل‌آلای رنگین‌کمان گروه‌های متعلق به شاخص EPT کاهش و راسته‌های مقاوم به آلودگی افزایش داشتند (۳۴) که با مطالعه تحقیق حاضر هم‌خوانی دارد. شاخص زیستی HFBI شاخصی رایج در طبقه‌بندی کیفیت آب رودخانه‌هاست که در اکثر تحقیقات به‌کار می‌رود (۳۵). نتایج حاصل از شاخص زیستی HFBI نشان می‌دهد که ایستگاه سوم آلوده‌ترین ایستگاه و در طبقه کیفی بسیار ضعیف قرار دارد. از طرفی کاهش جمعیت ماکروبنتوزها نیز در این ایستگاه مشاهده شده است که مهمترین علت این تنزل وجود استخر پرورش ماهی و ورود رواناب‌های کشاورزی در این ناحیه است.Ghane Sasan Saraei، به بررسی‌وضعیت کیفی رودخانه چافرود با استفاده از جوامع بنتوزی پرداخت. نتایج مطالعه ایستگاهی او نشان داد ایستگاهی که بلافاصله بعد از مزرعه پرورش ماهی قرار گرفته است از شرایط نامطلوبی برخوردار است(۳۶) که با نتایج تحقیق حاضر هم‌خوانی دارد. شاخص زیستی BMWP برخلاف دو شاخص EPT و HFBI نتایج ضعیفی از طبقه‌بندی کیفی رودخانه بالیقلو ارائه داد، و براساس این شاخص زیستی کیفیت آب در همه ایستگاه‌ها در کلاسه کیفی بد قرار گرفت. بایستی توجه کرد که استفاده از یک شاخص به تنهایی نمی‌تواند سلامت‌رودخانه را تعیین‌کند (۲۹). اساس‌امتیازدهی‌شاخص BMWP بدین‌صورت‌است که به هر خانواده موجود در محیط امتیاز داده می‌شود. با نگاه کلی در جدول امتیازدهی این شاخص زیستی می‌توان به دلیل اصلی ارائه نتایج ضعیف توسط این شاخص در رودخانه بالیقلو پی برد. براساس جدول امتیازدهی بیش‌ترین امتیاز (۱۰) به برخی خانواده‌ها نظیر Siphlonuridae، Mollanidae، Aphelocheiridae که حضور کم‌تری در رودخانه‌های کشورمان دارند داده می‌شود و طبیعتاً فون و فلور رودخانه‌های ایران با فون و فلور رودخانه‌های کشور انگلستان تفاوت‌های زیادی دارند. مهم‌ترین عامل در امتیاز دهی این شاخص زیستی نوع گونه‌ها و تنوع بالای تاکسون‌ها در امتیازدهی است که باتوجه به پایین بودن تنوع زیستی در رودخانه بالیقلو این شاخص نتایج غیرقابل قبولی را نشان داد. Asadisharif و همکاران، تاثیر منابع نقطه‌ای و تغییرات فصلی را با کمک شاخص‌های زیستی EPT،HFBI و BMWP ارزیابی کردند. نتایج این تحقیق نیز نشان از ضعیف بودن ارزیابی اندیکس BMWP نسبت به دو شاخص زیستی EPT و HFBI داشت (۳۷) که با نتایج تحقیق حاضر هم‌خوانی دارد. راستی‌آزمایی شاخص‌های زیستی نشان داد که از دو شاخص زیستی EPT و HFBI می‌توان به‌عنوان اندیکس‌های معتبر در ارزیابی‌وضعیت کیفی رودخانه‌های کشورمان استفاده نمود. رودخانه بالیقلو از نظر کلاسه کیفی به جزء ایستگاه سوم که در رده کیفی بسیار ضعیف قرار داشت، در بقیه ایستگاه‌ها وضعیت کیفی آب در رده مناسب تا نسبتاً ضعیف قرار داشت.

منابع

1. **Asadi Sharif, E. and Imanpure Namin, J., 2020.** Qualitative monitoring of Kharrood-Disam River in Guilan province with the help of biological indices of

17. **Guilpart, A., Roussel, J.M., Aubin, J., Caquet, T., Marle, M. and Le Bris, H., 2012.** The use of benthic invertebrate community and water quality analyses to assess ecological consequences of fish farm effluents in rivers. Ecological Indicators. 23: 356-365.

18. **Camargo, J.A., Gonzalo, C. and Alonso, A., 2011.** Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macro invertebrates: A case study. Ecology Indicators. 11(13): 911-917.

19. **Hynes, H.B.N., 1970.** The ecology of running water. University of Toronto Press, Canada. 555 p.

20. **Devi, R., Tesfahune, E., Legesse, W., Deboch, B. and Beyene, A., 2008.**Assessment of siltation and nutrient enrichment of Gilgel Gibe dam, Southwest Ethiopia. Bioresourse Technology. 99(5): 975-979.

21. **Ndiritu G.G., Gichuki N.N., Kaur, P. and Triest, L., 2003.**Characterization of environmental gradients using physico-chemical measurements and diatom densities in Nairobi River, Kenya. Aquat Ecosyst Health. 6: 343-354.

22. **Sharifinia, M., Imanpour Nami, J. and Bozorgi Makrani, A., 2012.** Benthic macroinvertebrate distribution in Tajan River using canonical correspondence analysis. CJES. 10(2): 181-194.

23. **Sundermann, A., Gerhardt, M., Kappes, H. and Haase, P., 2013.** Stressor prioritisation in riverine ecosystems: which environmental factors shape benthic invertebrate assemblage metrics. Ecological Indicators. 27: 83-96.

24. **Arimoro, F.O., Ikomi, R.B., Ajuziego, I.O. and Nwadukwe, F.O., 2011.** Temporal and spatial variability in the structure of macroinvertebrate communities and environmental variables of a Niger Delta creek. African Journal of Aquatic Sciences. 36: 57-66.

25. **Barton, D.R. and Metcalfe-Smith, J.L., 1992.** A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska river, Quebec, based on benthic macroinvertebrates. Environmental Monitoring and Assessment. 21: 225-244.

26. **Fries, L.T. and Bowles, D.E., 2002.** Water quality and macroinvertebrate community structure associated with a sportfish hatchery outfall. North American Journal of Aquaculture. 64(4): 257-266.

27. **Kumar, A. and Sharma, M.P., 2014.** Application of water quality index and diversity index for pollution assessment of Kankaria Lake at Ahmedabad, India. Journal of Civil and Environmental Engineering. 4(3): 1.

28. **Khoshakhlagh, M., Kamrani, E., Ebrahimi Dorche, E. and Sourinejad, I., 2016.** The effect of Rainbow trout farms effluents on benthic macro-invertebrates of Marber River in Semirom. Journal of Aquatic Ecology. 5(1): 103-112. (In Persian)

29. **Lydy, M.J., Crawford, C.G. and Frey, J.W., 2000.** A comparison of selected diversity, similarity and biotic indices for detecting changes in benthic invertebrate community structure and stream quality. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 39: 469-476.

30. **Moya, R., 2006.** Climas del Ecuador. Quito, Ecuador: INAMHI. Retrieved from http://186.42.174.231/gisweb/METEOROLOGIA/CLIMATOLOGIA/Climas del Ecuador 2006.pdf.

31. **Couceiro, S.R.M., Hamada, N., Forsberg, B.R., Pimentel, T.P. and Luz, S.L.B., 2012.** A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of macrobenthos during the period of 20 years from 1999 to 2017. Journal of animal Research (Iranian Journal of Biology). 23(3): 180-194. (In Persian)

2. **Behrouzi Rad., B., 2016.** Environmental indicators of rivers. Narin Resaneh. 403 p. (In Persian)

3. **Imanpour Namin, J., Sharifinia, M. and Bozorgi Makrani, A., 2013.** Assessment of fish farm effluents on macroinvertebrates based on biological indices in Tajan River (north Iran). Caspian Journal of Environmental Sciences. 11(1): 29-39.

4. **Jiang, X.M., Jing, X., Jian-Wen, Q., Jin-Ming, W., Jian Wei, W. and Zhi-Cai, X., 2010**. Structure of Macroinvertebrate Communities in Relation to Environmental Variables in a Subtropical Asian River System. International Review of Hydrobiology. 95: 42-57.

5. **Wallace, J.B. and Merritt, R.W., 1980.** Filter-feeding ecology of aquatic insects, Annual Review of Entomology. 25: 103-132.

6. **Lenat, D. R., 1993.** A biotic index for the southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. Journal of the North American Benthological Society. 12(3): 279-290.

7. **Rosenberg, D.M., Davies, I.J., Cobb, D.G. and Wiens, A.P., 1997.** Protocols for measuring biodiversity: Benthic macroinvertebrates in fresh waters. University Crescent, Manitoba. 43 p.

8. **Beisel, J.N., Usseglio-Polatera, P., Bachmann, V. and Moreteau, J.C., 2003.** A comparative analysis of evenness index sensitivity. International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology. 88(1): 3-15.

9. **Gonçalves, F.B. and Menezes, M.S.D., 2011.** A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil. Biota Neotropica. 11(4): 27-36.

10. **Semenchenko, V.P. and Moroz, M.D., 2005.** Comparative analysis of biotic indices in the monitoring system of running water in a biospheric reserve. Water Resources. 32(2): 200-203.

11. **Musonge, P.S., Boets, P., Lock, K., Ambarita, N.M.D., Forio, M.A.E., Verschuren, D. and Goethals, P.L., 2019.** Baseline assessment of benthic macroinvertebrate community structure and ecological water quality in Rwenzori rivers (Albertine rift valley, Uganda) using biotic-index tools. Limnologica. 75: 1-10.

12. **Loch, D.D., West, J.L. and Perlmutter, D.G., 1999.** The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates, Aquaculture. 147: 37-55

13. **Needham, J.G., 1976.** A guide to the study of freshwater biology. Holden Sanfrancisco. 107 p.

14. **Edmanson, W.T., 1959.** Freshwater Biology. John Wiley and Sons. Inc, U.S.A. 1248 p.

15. **Pescador, M.L., Rasmussen, A.K. and Harris, S.C., 2004.** Identification manual for the caddis fly (Trichoptera) larvae of Florida, Department of Environmental Protection, Florida. 186 p.

16. **Hilsenhoff, W.L., 1988.** Rapid field assessment for organic pollution with a family level biotic index. J. North American Benthological Society. 7(1): 65-68.

streams in the Central Amazon region of Brazil. Ecological Indicators. 18: 118-125.

32. **Ab Hamid, S. and Rawi, C.S.M., 2017.** Application of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in water quality assessment of Malaysian headwater. Tropical life sciences research. 28(2): 143.

33. **Fore, L.S., Karr, J.R. and Wisseman, R.W., 1996.** Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. Journal of the North American Benthological Society. 15(2): 212-231.

34. **Rahimibashar, M.R., Torabi Jafroudi, H., Rasta, M., Khodadoust, A., Tagheipour Kouhbaneh, S. and Delafkar, K., 2016.** Effects of trout farm effluence on macrozoobenthos communities in Shemrood River (North of Iran). Journal of Aquaculture Development. 9(4): 31-42. (In Persian)

35. **Razi Rasht Aabadi, A., Imanpour Namin, J. and Sattari, M., 2020.** Determination of water Quality the Fusheh River in Guilan Province using Macrobenthose Biotic Indices. Journal of Animal Environmental. 12(2): 381-388. (In Persian)

36. **Ghane Sasan Saraei, A., 2013.** Identifying the macrobenthic population structure of the Chafroud River in Gilan province according to some water quality factors (in the area of Ormal Melal village), master's thesis, Tarbiat Modares University. 98 p. (In Persian)

37. **Asadisharif, E., Yahyavi, B., Bayrami, A., Pouran, S.R., Atazadeh, E., Singh, R. and Raman, A.A.A., 2020**. Physicochemical and biological status of Aghlagan river, Iran: effects of seasonal changes and point source pollution. Environmental Science and Pollution Research. 1-11.