فصلنامه علمی زیست‌شناسی کاربردی دانشگاه الزهرا(س)
دوره ۳۴، شماره ۱، پیاپی ۶۷، بهار ۱۴۰۰، ص۹۳-۱۰۹
نوع مقاله: مقاله پژوهشی

The Quarterly Scientific Journal of Applied Biology
Vol.34, No.1, Sering.67, Spring2021, p. 93-109
Article type: Research paper

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۱/۳۰ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۷/۸
وب سایت نشریه: https://jab.alzahra.ac.ir
10.22051/JAB.2021.34309.1398

ارزیابی سلامت رودخانه کارده با استفاده از شاخص‌های زیستی و جوامع ماکروبنتوز

سمیه سرگلزایی[۱]، آزیتا فراشی*[۲]، امید صفری[۳]، حمیدرضا احمدنیای مطلق[۴]

چکیده

رودخانه کارده، یکی از مهم‌ترین رودخانه‌های دائمی استان خراسان رضوی است که بخش عمده‌ای از آب شرب و کشاورزی شهر مشهد را تأمین می‌کند. در این پژوهش جهت ارزیابی کیفیت رودخانه کارده از شاخص‌های زیستی چندمعیاره و جهت درک تأثیر محرک‌های ساختار جامعه ماکروبنتورها بر مدیریت اکوسیستم‌ها از آمار چند متغیره استفاده شد. بدین منظور از چهار ایستگاه مطالعاتی طی چهار فصل در سال۹۷-۹۸ نمونه‌برداری ماکروبنتوزها انجام شد و پارامترهای فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری گردید. در این مطالعه از راسته Ephemeroptera در مجموع خانواده‌های Caenidae و Baetidae بیش‌ترین فراوانی (۶۰/۶۶ درصد) را داشت. نتایج نشان داد شاخص یکپارچگی زیستی مبتنی بر ماکروبنتوزها بین ۳ تا ۱/۱ متغیر بوده و بر اساس این شاخص زیستی کیفیت آب رودخانه کارده در سه طبقه کیفی نسبتاً خوب، ضعیف و بسیار ضعیف طبقه‌بندی شد و شاخص سیگنال در دو طبقه کیفی آلودگی متوسط و آلودگی شدید قرار گرفت. همچنین آنالیز تطبیقی متعارف نشان داد که نیترات، اکسیژن خواهی بیوشیمیایی و اکسیژن خواهی شیمیایی، بیش‌ترین تأثیر را در پراکنش ماکروبنتوزها در ایستگاه‌های مطالعاتی دارد. در مجموع کیفیت آب رودخانه کارده نامطلوب ارزیابی شد و در بین ایستگاه‌های مطالعاتی شرایط ایستگاه یک نسبتاً بهتر از ایستگاه‌های دیگر است. از میان شاخص‌های موجود شاخص‌های چند معیاره مطمئن‌تر هستند. اما باید مطابق شرایط رودخانه‌های ایران درجه بندی این شاخص‌ها انجام شود.

واژه‌های کلیدی: آنالیز تطبیقی متعارف، ارزیابی زیستی، رودخانه کارده، سیگنال، ماکروبنتوزها، یکپارچگی زیستی.

۱- دانشجویی کارشناسی ارشد تنوع زیستی، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه فردوسی مشهد
۲- دانشیار، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه فردوسی مشهد
*(نویسنده مسئول: farashi@um.ac.ir)
۳- دانشیار، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه فردوسی مشهد
۴- استادیار، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه فردوسی مشهد

مقدمه

افزایش آلودگی‌های رودخانه‌ها ناشی از فعالیت‌های انسانی در سراسر جهان منجر به کاهش تنوع زیستی آب شیرین شده است. رودخانه‌ها به دلیل بالا بودن سطح تغییرپذیری هیدرولوژیکی طبیعی و افزایش رشد جمعیت‌های انسانی، در برابر چنین اختلالاتی بسیار حساس هستند (Fierro *et al*., 2017). دانش و سنجش دقیق تأثیرات این اختلالات یک بخش اساسی برای تصمیم گیری در برنامه‌های حفاظت است. علاوه بر این، بر پایه مفاهیم اکولوژیک، پروتکل‌ها و ابزارها برای نظارت زیستی باید کارآمد و سریع باشد و به‌طور مداوم در مناطق مختلف اعمال شود (Schmutz *et al*., 2007).

امروزه بازسازی و حفاظت از اکوسیستم‌های آبی از اهداف اصلی دستیابی به توسعه پایدار است و این هدف اهمیت یکپارچگی زیستی اکوسیستم‌های آبی را برای خدمات زیست‌محیطی افزایش داده است (Corvalho *et al*.,2019). تا دهه ۱۹۸۰ بیشتر تحقیقات در مورد تأثیر فعالیت‌های انسانی و ایجاد اختلال در اکوسیستم‌های آب شیرین، بر اساس ارزیابی عوامل تنش‌زای فیزیکی و شیمیایی کیفیت آب بوده است. اما این رویکرد فقط شرایط را در زمان و مکان نمونه‌برداری در نظر می‌گیرد (Fierro *et al*., 2017; Aazami *et al*., *2018*). استفاده از شاخص‌های زیستی برای ارزیابی کیفیت آب دارای سابقه طولانی صد ساله است و پس از دستورالعمل چارچوب آب (WFD[1])، تلاش‌های قابل توجهی برای هماهنگ کردن شاخص‌های مختلف محیط‌زیستی در کشورهای عضو اتحادیه اروپا انجام شده است (Hering *et al*., 2004). شاخص‌های زیستی عبارت‌های عددی‌اند که مقادیر کمی تنوع گونه‌ای را با اطلاعات کیفی، در مورد حساسیت‌های اکولوژیکی هر تاکسون در بین دیگران ترکیب می‌کند (Czeniawska-Kusza, 2005). شاخص محیط‌زیستی ابزار مهمی است که می‌تواند در ارزیابی سلامت اکوسیستم آبی استفاده شود و از شاخص‌ها می‌توان در تصمیم‌گیری کاربردی استفاده کرد (Pinto *et al*., 2009; Diaz *et al*., 2004). در حال حاضر بیش از ۸۵ درصد از برنامه‌های کیفیت آب، فرایند ارزیابی چند معیاره را برای ارزیابی سلامت رودخانه دنبال می‌کنند (Singh & Saxena, 2018). این رویکرد نقاط ضعف معیارهای منفرد را کاهش می‌دهد (Ofenböck *et al*., 2004)

شاخص‌های چند معیاره مبتنی بر ماکروبنتوزها انعطاف‌پذیرند، با اضافه یا حذف کردن معیارها قابل تنظیم اند (Gabriels *et al*., 2010) و تاکنون به طور گسترده در بسیاری از اکوسیستم‌های جهان مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Silva *et al*., 2017) و این شاخص با استفاده از معیاره‌های متعدد در مورد شرایط اکوسیستم اطلاع رسانی می‌کند (Van den Broeck *et al*., 2015).

[1] Water Framework Directive

روش‌های آماری چند متغیره به‌عنوان یک مکمل مفید برای شاخص‌های چند معیاره با هدف ارائه دیدی بهتر از ویژگی‌های زیستی و غیر زیستی اکوسیستم، مورد استفاده قرار می‌گیرند. برخی از روش‌های چند متغیره برای بررسی ماکروبنتوزها به عنوان شاخص ارزیابی کیفی رودخانه‌ها، شامل تحلیل خوشه‌ای (CA[1])، تحلیل عامل (FA[2])، تجزیه‌وتحلیل مؤلفه اصلی (PCA[3])، تجزیه‌وتحلیل همبستگی (CA) (Odountan & Abou, 2015) تحلیل تطبیقی متعارف (CCA) است (S˘milauer & Leps, 2014). همان‌طور که Sheela و همکاران (۲۰۱۱) برای دریاچه‌های شهری در هند نشان دادند، تکنیک‌های چند متغیره ابزارهای مناسب طبقه‌بندی و پایش اکوسیستم‌های آبی هستند.

ماکروبنتوزها به‌عنوان یک منبع غذایی اساسی برای دوزیستان، ماهی‌ها و سایر مهره‌داران شناخته می‌شوند و بنابراین جزء جدایی ناپذیر از شبکه غذایی هستند (Dalu *et al.*,2012). ماکروبنتوزها جزء متنوع‌ترین و فراوان‌ترین ارگانیسم‌ها در سیستم‌های آب شیرین هستند (Nhiwatiwa *et al.*, 2017). به‌این‌ترتیب ماکروبنتوزها به‌عنوان شاخص مفیدی برای تعیین وضعیت اکولوژیکی اکوسیستم‌های آبی در نظر گرفته می‌شوند (Tchakone *et al.*, 2014).

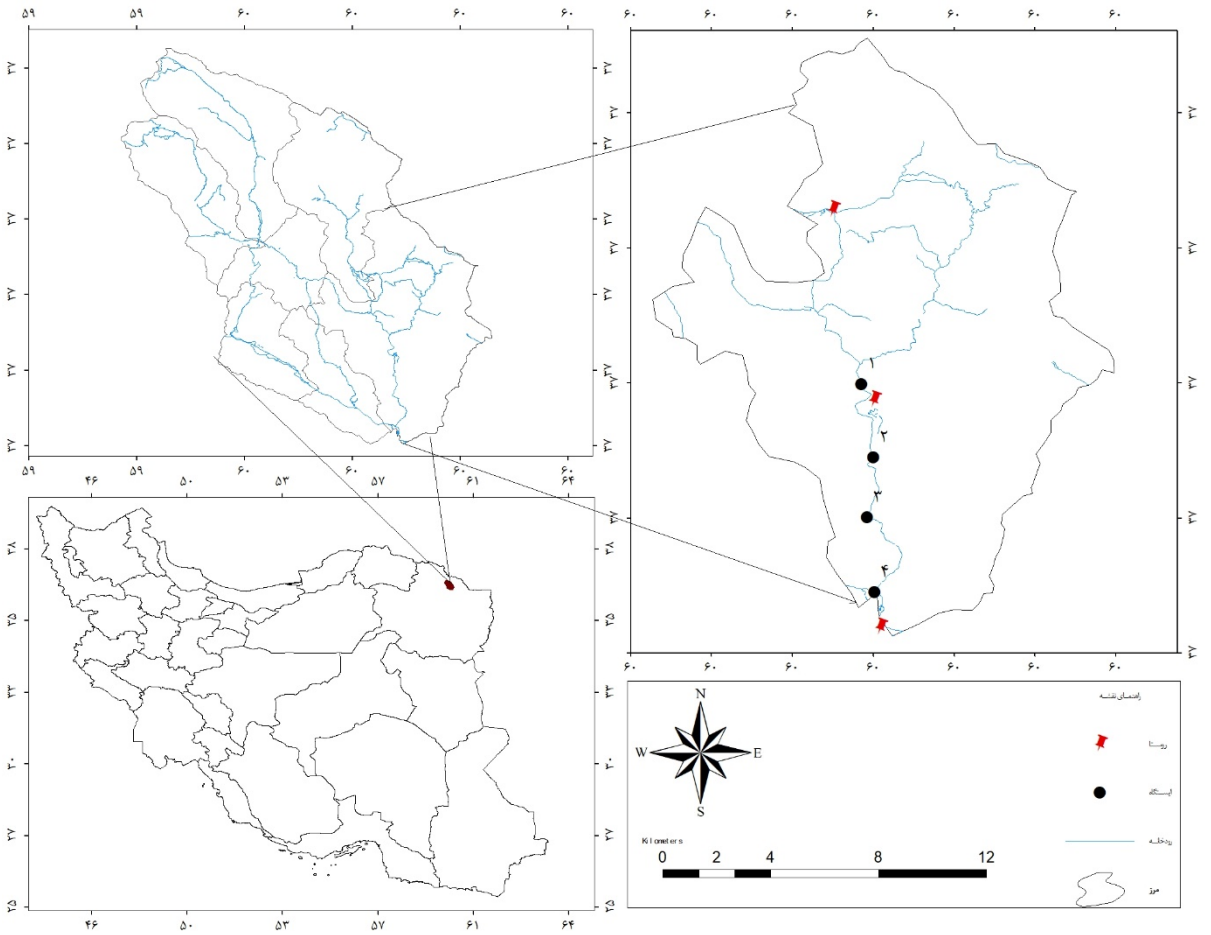
رودخانه کارده یکی از مهم‌ترین رودخانه‌های دائمی استان خراسان رضوی می‌باشد و بخش عمده‌ای از آب شرب و کشاورزی شهر مشهد را تأمین می‌کند. این رودخانه مسافت طولانی از روستاهای آل، کارده، اندرخ، مارشک، پنج‌منه و اراضی کشاورزی می‌گذرد که این باعث آلودگی و ایجاد اختلال زیست محیط این رودخانه می‌گردد. با توجه به اهمیت رودخانه کارده شناسایی کیفیت و ارزیابی سلامت اکوسیستم آن از اهمیت به سزایی برخوردار است. لذا با شناسایی نمونه‌های مختلف ماکروبنتوز در این منبع آبی در طی فصول مختلف می‌توان نسبت به برنامه‌ریزی آتی برای این منبع آب شیرین اقدام نمود. بر این اساس در مطالعه حاضر به بررسی سلامت اکوسیستم این رودخانه با استفاده از شاخص‌های چند معیاره و آمار چند متغیره (آنالیز آماری تطبیقی متعارف) پرداخته شد.

منطقه مورد مطالعه

رودخانه کارده یکی از سرشاخه‌های کشف رود در حوضه قره‌قوم است. حوضه آبریز کارده منطقه‌ای کوهستانی با شیب تند است (Etemadian *et al.*, 1391) . حوضه آبخیز کارده با مساحت ۵۵۷/۹ کیلومتر مربع در شهرستان مشهد و در محدوده مختصات جغرافیایی ۲۶ درجه و ۵۹ دقیقه تا ۴۴ درجه و ۵۹ دقیقه طول شرقی و ۳۷ درجه و ۳۶ دقیقه تا ۴۴ درجه و ۵۹ دقیقه طول شرقی و ۳۷ درجه و ۳۶ دقیقه تا ۵۸ درجه و ۳۶ دقیقه عرض جغرافیایی قرار گرفته است (Nader Saft & Saeedian,

[1] Cluster Analysis
[2] Factor Analysis
[3] Principal component analysis

1389). این رودخانه از دو چشمه کارستی در شمال حوضه آبخیز رودخانه کارده سرچشمه می‌گیرد و پس از عبور از روستاهای خرکت، مارشک، جنگ، پنج منه، آل و کارده در نهایت به سد کارده می‌ریزد (Heidarizadeh & Mohammadzadeh, 1390). طول این رودخانه ۲۵ کیلومتر است. فاصله پایین‌ترین قسمت حوضه تا شهر مشهد ۴۲ کیلومتر است (شکل-۱).



شکل ۱: رودخانه کارده و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌گیری (۹۸-۱۳۹۷)

جدول ۱: مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری در طول رودخانه کارده

ایستگاه	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی
۱	°۳۶ ۴۳' ۱۷.۲۶"	°۵۹ ۳۹' ۴۵.۵۲"
۲	۳۶° ۴۱' ۳۸.۰۶"	۵۹° ۳۹' ۵۹.۲۵"
۳	۳۶° ۴۰' ۳۷.۹۵"	۵۹° ۴۰' ۹.۸۳"
۴	۳۶° ۳۸' ۳۳.۵۹"	۵۹° ۳۹' ۴۹.۹۲"

روش پژوهش

نمونه‌برداری

این مطالعه در سال ۹۸-۱۳۹۷ در چهار ایستگاه تعیین شده در رودخانه کارده انجام شد. نمونه‌برداری از ماکروبنتوزها به‌صورت فصلی و با توجه به تغییرات شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی و تغییرات جمعیت ماکروبنتوزها از پاییز ۹۷ تا تابستان ۹۸ انجام شد. در هر ایستگاه نمونه‌برداری با سه تکرار و با دستگاه نمونه‌بردار سوربر انجام شد. سپس نمونه‌ها به‌وسیله فرمالین پنج درصد فیکس و به آزمایشگاه منتقل شدند. نمونه‌ها به کمک استریومیکروسکوپ و کلید شناسایی موجودات شاخص بی‌مهره در حد خانواده، جنس و تا حد ممکن گونه شناسایی شدند (Oscoz *et al.*, 2011).

اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی شامل اکسیژن محلول (DO)، اسیدیته آب (pH) و دما با سه تکرار توسط دستگاه پرتابل دماسنج و pH متر دیجیتالی (Hanna Enstrument, Model: HI98193, Romania) در محل انجام گردید و همچنین نمونه‌های آب برای اندازه‌گیری اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD_5)[1]، اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)[2] کلی‌فرم مدفوعی، نیترات، فسفات، کدورت و کل جامدات معلق به آزمایشگاه منتقل شدند. در این مطالعه از شاخص B-IBI و SIGNAL[3] به‌عنوان شاخص زیستی استفاده شد.

شاخص‌های چند معیاره

شاخص یکپارچگی زیستی (B-IBI)

شاخص یکپارچگی زیستی مبتنی بر ماکروبنتوزها یک شاخص چند معیاره می‌باشد و جهت یکپارچه سازی اطلاعات معیارهای اکولوژیکی مختلف به کار می‌رود. این شاخص به‌صورت ارزش عددی که نشان‌دهنده رتبه‌بندی کیفیت اکوسیستم‌های آبی است نشان داده می‌شود. در نهایت نمره نهایی شاخص از میانگین نمرات به‌دست می‌آید و طبقات کیفیت آب برحسب نمره نهایی تعیین می‌شود که در جدول ۱ و ۲ به تفضیل آورده شده است (Mebane *et al.*, 2003).

لیست معیارهای مورد استفاده در این شاخص نیز به شرح زیر می‌باشد:

غنای گونه‌ها- شاخص EPT- خانواده Ephemeroptera- خانواده Diptera- خانواده‌های نابردبار- شاخص زیستی Beck

[1] Biological oxygen demand
[2] Chemical Oxygen Demand
[3] Stream Invertebrate Grade Number Average Level

جدول۲: امتیازات ماکروبنتوزها جهت محاسبه شاخص زیستی B-IBI

معیارها	امتیازات		
	۱	۳	۵
تعداد کل خانواده‌ها	<۴	۴-۶	>۶
شاخص EPT	<۱۰	۱۰-۳۰	>۳۰
خانواده‌های Ephemeroptera	<۲	۲-۳	>۳
خانواده‌های Diptera	<۲	۲-۳	>۳
خانواده‌های حساس	<۱	۱-۵	>۸
شاخص زیستی Beck	<۱۰	۱۰-۳۰	>۳۰

جدول ۳: تحلیل کیفیت آب رودخانه‌ها بر اساس شاخص چند معیاره B-IBI

تحلیل کیفیت آب	میزان شاخص B-IBI
خوب	۴-۵
نسبتاً خوب	۳-۳/۹
ضعیف	۲-۲/۹
بسیار ضعیف	۱-۱/۹

شاخص SIGNAL

SIGNAL یک شاخص زیستی ساده است که برای اولین بار در شرق استرالیا توسط Chessman در سال ۱۹۹۵ برای ارزیابی سلامت اکوسیستم رودخانه‌ها توسعه یافت. این شاخص از میانگین امتیاز هر تاکسون (ASPT)، نسخه BMWP استفاده شده در انگلیس، اقتباس شده است (Chessman, 2003) و از میانگین میزان حساسیت به آلودگی خانواده‌های بنتوز موجود محاسبه می‌شود و به هر خانواده بر اساس حساسیت آن امتیاز داده می‌شود که بین صفر تا ۱۰ است. هر چه امتیاز خانواده بیشتر باشد، حساسیت به آلودگی در آن‌ها بیشتر است. کیفیت آب و فاکتور وزنی ماکروبنتوزها را بر اساس جدول ۳ ارزیابی می‌کنند (Aazami, 1396).

$$\text{SIGNAL} = \frac{\text{مجموع کل (فاکتور وزنی} \times \text{درجه حساسیت)}}{\text{مجموع کل فاکتورها وزنی}}$$

جدول ۴: فاکتورهای وزنی و تحلیل کیفیت آب رودخانه‌ها بر اساس شاخص چند معیاره SIGNAL

فاکتور وزنی	تعداد نمونه	تحلیل کیفیت آب	مقادیر شاخص SIGNAL
۱	۱-۲	عالی	>۷
۲	۳-۵	آب تمیز	۶-۷
۳	۶-۱۰	آلودگی خفیف احتمالی	۵-۶
۴	۱۱-۲۰	آلودگی متوسط	۴-۵
۵	>۲۰	آلودگی شدید	<۴

تجزیه‌وتحلیل آماری

ابتدا نرمال بودن داده‌ها در نرم افزار Minitab 18 از طریق Normality test مورد بررسی قرار گرفت و جهت بررسی اختلاف بین ایستگاه‌ها و فصول مختلف نمونه‌برداری از آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی در سطح معنی‌داری ۰/۰۵ انجام شد. در ادامه از آزمون مقایسه میانگین‌ها به روش توکی استفاده گردید. همچنین جهت بررسی همبستگی بین شاخص‌های زیستی چند معیاره و پارامترهای فیزیکی و شیمیایی از ضریب همبستگی پیرسون استفاده گردید و از R بسته نرم‌افزاری Vegan برای تحلیل تطبیقی متعارف استفاده شد.

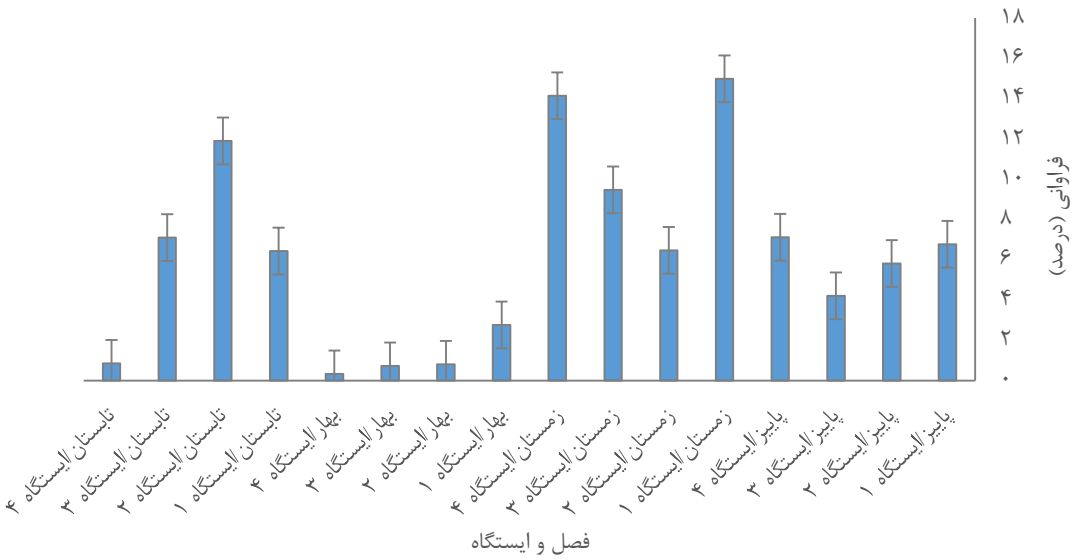
نتایج

در رودخانه کارده در طول یک سال نمونه‌برداری در چهار ایستگاه مطالعاتی حدود ۴۰۶۸ نمونه ماکروبنتوز از ۱۰ راسته و ۲۲ خانواده به شرح جدول ۴ شناسایی شد. بیش‌ترین فراوانی را به ترتیب خانواده‌های Caenidae و Baetidae از راسته Ephmeroptera داشت و بعد از آن بیش‌ترین فراوانی متعلق به خانواده‌های Simuliidae و Chironomidae از راسته Diptera‌ها بود. از راسته‌های دیگر تعداد خیلی کم در فصل‌ها و ایستگاه‌های مختلف مشاهده گردید. در فصل پاییز بیش‌ترین فراوانی گونه‌های ماکروبنتوز را در ایستگاه ۴ و کم‌ترین فراوانی در ایستگاه ۳ ثبت شد. در فصل زمستان بیش‌ترین و کم‌ترین فراوانی به ترتیب در ایستگاه ۱ و ۲ ثبت شد (شکل۲ و ۳).

جدول ۵: راسته و خانواده‌های ماکروبنتوزهای شناسایی شده رودخانه کارده (۹۸-۱۳۹۷)

راسته	خانواده	تعداد، فراوانی
Ephemeroptera	Caenidae	۱۳۴۷ ،۳۳/۱۱
	Baetidae	۱۱۲۱ ،۲۷/۵۵
Diptera	Chironomidaae	۵۴۸ ،۱۳/۴۷
	Simuliidae	۸۳۱ ،۲۰/۴۲
	Tipulidae،Limoniidae	۱۵ ،۰/۳۶
	Ceratopogonidae	۲ ،۰/۰۴
	Tabanidae	۱۶ ،۰/۳۹
Coleoptera	Dytiscidae	۳۳ ،۰/۸۱
	Eelmidae	۳ ،۰/۰۷
Prosobranchiata	Limnaeidae	۴۷ ،۱/۱۵
	Valvatidae	۱ ،۰/۰۲
Tricoptera	Polycentropidae	۲ ،۰/۰۴
	Philopotamidae	۲ ،۰/۰۴
	Psychomyiidae	۲ ،۰/۰۴
Pulmonata	Physidae	۴۹ ،۱/۲۰
	Lymnaeidae	۱۳ ،۰/۳۱
Oligochaeta	Tubificidae	۲ ،۰/۰۴

راسته	خانواده	تعداد، فراوانی
	Lumbriculidae	۲ ،۰/۰۴
Odonata	Gomphidae	۶ ،۰/۱۴
Hirudinea	Erpobdellidae	۹ ،۰/۲۲
Hemiptera	Gerridae	۲۳ ،۰/۵۶
	Corixidae	۱ ،۰/۰۲



شکل ۲: درصد فراوانی ماکروبنتوزهای جمع‌آوری شده از رودخانه کارده (۹۸-۱۳۹۷)

شاخص B-IBI

جدول ۵ تغییرات شاخص IBI را در ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد. به منظور بررسی وجود اثر متقابل فصل و ایستگاه آزمون فاکتوریل این شاخص اثر معنی‌داری را نشان داد (P□ ۰/۰۵). فصل و ایستگاه بر میزان این شاخص تأثیر داشتند. از نظر آماری اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌های مورد مطالعه در فصول مختلف وجود دارد (P□ ۰/۰۵). در مجموع بیش‌ترین مقدار شاخص IBI در فصل زمستان در ایستگاه ۳ و کم‌ترین مقدار آن در فصل بهار در دو ایستگاه دوم و چهارم مشاهده شد. در فصل پاییز بین ایستگاه‌های ۱، ۲ و ۴ اختلاف آماری معنی‌داری وجود ندارد. اما در فصل تابستان همه ایستگاه‌ها با هم اختلاف آماری معنی‌دار دارند (P□ ۰/۰۵).

بر اساس شاخص IBI شرایط کیفی ایستگاه ۴ در فصل پاییز و تابستان و در فصل بهار همه ایستگاه‌ها بر اساس این شاخص در شرایط کیفی بسیار ضعیف قرار دارند. اما در فصل زمستان ایستگاه ۳ شرایط نسبتاً خوبی داشت و بقیه ایستگاه‌ها ضعیف ارزیابی شدند.

جدول ۶: شاخص B-IBI میانگین ± (انحراف معیار) ایستگاه‌های مطالعاتی در رودخانه کارده (۹۸-۱۳۹۷)

ایستگاه	پاییز	زمستان	بهار	تابستان
۱	^{A}۲/۷۳ ± ۰/۲۳	^{ABC}۲/۷۳ ± ۰/۲۳	^{AB}۱/۴ ± ۰/۱۷	^{ABCDE}۲/۶۳ ± ۰/۶۵
۲	^{A}۲/۴ ± ۰/۱۵	^{ABC}۲/۴ ± ۰/۱۵	^{A}۱/۱ ± ۰/۱۵	^{A}۲/۱۶ ± ۰/۴۵
۳	^{CDE}۲/۵ ± ۰/۱۵	^{E}۳ ± ۰	^{DE}۱/۳ ± ۰/۲۵	^{E}۲/۹۶ ± ۰/۳
۴	^{A}۱/۹۶ ± ۰/۲۹	^{ABCD}۲/۹۶ ± ۰/۲۹	^{A}۱/۱ ± ۰/۱۴	^{BCDE}۱/۵۳ ± ۰/۵۸

شاخص SIGNAL

جدول۷ تغییرات شاخص SIGNAL را در ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد. فصل و ایستگاه دارای اثر متقابل بر یکدیگر هستند. همچنین ایستگاه‌های مطالعاتی در فصل‌های مختلف با هم اختلاف آماری معنی‌داری داشتند (P□۰/۰۵). بیش‌ترین مقدار این شاخص در ایستگاه ۳ فصل بهار و کم‌ترین مقدار آن را در ایستگاه ۲ فصل پاییز مشاهده شد.

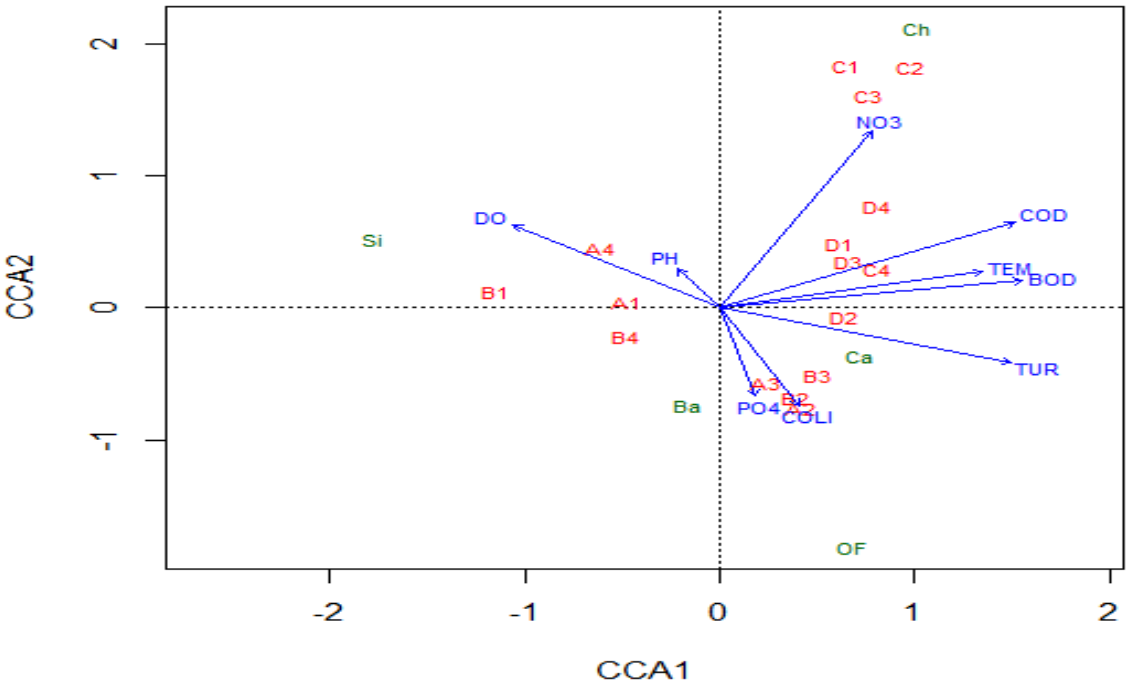
جدول ۷: شاخص SIGNAL میانگین ± (انحراف معیار) ایستگاه مطالعاتی در رودخانه کارده (۹۸-۱۳۹۷)

ایستگاه	پاییز	زمستان	بهار	تابستان
۱	^{AB}۴/۱۶ ± ۰/۲۵	^{AB}۴/۳۳ ± ۰/۲۵	^{EFG}۳/۷۸ ± ۰/۵۰	^{AB}۳/۸۰ ± ۰/۰۰
۲	^{AB}۲/۷۵ ± ۰/۴۴	^{AB}۳/۱۰ ± ۰/۶۲	^{FG}۳/۳۶ ± ۰/۴۹	^{ABC}۳/۹۶ ± ۰/۱
۳	^{ABCD}۳/۹۵ ± ۰/۱۸	^{AB}۳/۴۶ ± ۰/۳۵	^{DEFG}۴/۴۷ ± ۰/۹۸	^{A}۳/۷۳ ± ۰/۱۸
۴	^{BCDE}۴/۰۱ ± ۰/۳۸	^{A}۴/۴۲ ± ۰/۲۵	^{G}۲/۸۶ ± ۰/۶۸	^{CDEF}۲/۸۵ ± ۱/۰۲

آنالیز تطبیقی متعارف (CCA[1])

جدول ۸ تغییرات پارامترهای فیزیکوشیمیایی را نشان می‌دهد. در شکل۳ bioplot ماکروبنتوزها و پارامترهای محیطی ارائه شده است. نقاط رنگ سبز ارائه دهنده گونه‌ها و رنگ قرمز ارائه دهنده ایستگاه‌های نمونه‌برداری و فلش‌ها، ارائه دهنده هر کدام از متغیرهای محیطی هستند. نیترات در رج‌بندی در مقایسه با عوامل دیگر همبستگی بیش‌تری دارد و تأثیر بیش‌تری بر روی تغییرات جامعه در ایستگاه ۳ و در فصول پاییز، زمستان و بهار داشته است و در مورد خانواده‌ها، خانواده Chironomiidae بیش‌ترین تأثیر را از نیترات می‌پذیرد و همچنین نیترات با محور ۲ دارای ارتباط مثبت است و همچنین BOD و COD با اولین محور همبستگی بیش‌تری نشان می‌دهد. بنابراین پارامترهای دو محور اول و دوم CCA حدود ۸۳ درصد توزیع ماکروبنتوزها بر اساس متغیرهای محیطی را توجیه می‌کند. مقدار ویژه محور۱ و ۲ به ترتیب ۴۲ و ۲۷ درصد شد.

[1] Canonical Corrspondence Analysis



شکل ۳: دوپلاتی CCA- اثر متغییرهای محیطی بر چهار خانواده غالب از ماکروبنتوزها را در این مطالعه نشان می‌دهد. Ch: Chironomidae، Ca: Caenidae، Ba: Baetidae، Si: Simuliidae، OF: خانواده‌های دیگر حروف به رنگ قرمز۴ ایستگاه‌های مطالعاتی (A- B- C- D) در ۴ فصل سال می‌باشد. فلش‌های آبی عوامل فیزیکی و شیمیایی است.

جدول ۸: مقادیر پارامترهای فیزیکی و شیمیایی رودخانه کارده (۹۸-۱۳۹۷)

پارا مترهای / فصل	پاییز	زمستان	بهار	تابستان
DO	۱۰/۴۷ ± ۱/۲۷	۱۰/۲۱ ± ۱	۹/۶۵ ± ۱/۳۲	۱۰/۰۱ ± ۰/۹۹
Ph	۸/۳۷ ± ۰/۲۴	۸/۱۵ ± ۰/۴۶	۸/۳۴ ± ۰/۳۶	۸/۵۱ ± ۰/۳۷
دما	۱۳/۴۵ ± ۱/۶۶	۱۱/۶۰ ± ۱/۷۵	۱۲/۶۱ ± ۱/۸۵	۲۰/۰۶ ± ۱/۹۸
کدورت	۱/۹۸ ± ۰/۲۵	۲/۰۴ ± ۰/۲۸	۲/۰۷ ± ۰/۲۱	۲/۲۵ ± ۰/۲۱
E.coli	۹ /۳۶ ± ۰/۷۰	۸/۹۶ ± ۰/۵۴	۸/۴۸ ± ۰/۳۰	۹/۰۶ ± ۰/۴۴
BOD_5	۲/۱۲ ± ۰/۱۴	۱/۹۹ ± ۰/۱۵	۲/۱۷ ± ۰/۲۳	۲/۱۹ ± ۰/۲۳
COD	۶/۰۱ ± ۰/۱۲	۵/۸۵ ± ۰/۱۴	۶/۵۰ ± ۰/۶۴	۶/۶۸ ± ۰/۶۳
نیترات	۰/۱۶ ± ۰/۰۱	۰/۱۵ ± ۰/۰۱	۰/۲۸ ± ۰/۱۱	۰/۲۰ ± ۰/۰۲
فسفات	۰/۰۵ ± ۰/۰۲	۰/۰۳ ± ۰/۰۳	۰/۱۰ ± ۰/۰۱	۰/۰۴ ± ۰/۰۲
دبی	۲/۷۷ ± ۱/۷۰	۲/۴۲ ± ۱/۵۸	۵/۲۱ ± ۵/۹۸	۴ ± ۴/۳۶
سرعت	۰/۶۲ ± ۰/۲۳	۰/۷۱ ± ۰/۱۲	۰/۹۲ ± ۰/۹۸	۰/۵۰ ± ۰/۱۲

تجزیه‌وتحلیل همبستگی

به منظور بررسی همبستگی بین شاخص‌ها IBI و SIGNAL با پارامترهای فیزیکی و شیمیایی از ضرایب همبستگی پیرسون در این مطالعه استفاده شد. شاخص SIGNAL با اکثر پارامترهای فیزیکی و شیمیایی همبستگی معنی‌داری ندارد به جز با کدورت، در مقابل شاخص IBI در سطح ۰/۰۵ فقط با فسفات همبستگی معنی‌داری دارد و با نیترات، در سطح ۰/۰۱ دارای همبستگی منفی می‌باشد.

بحث و نتیجه‌گیری

شاخص‌های زیستی قادر به ارزیابی بهتری از وضعیت کلی کیفیت اکوسیستم‌های آبی در رابطه با شاخص‌های کیفیت فیزیکی و شیمیایی آب هستند. با این حال شاخص‌های زیستی همیشه به اندازه کافی فصیح نیستند زیرا بر مبنای حساسیت به تنش در چند گونه شاخص تعیین شده‌اند (Reiss & Kröncke, 2010). در مقابل، شاخص‌های چند معیاره در حال حاضر رایج‌ترین روش در بین روش‌های پیچیده ارزیابی وضعیت رودخانه‌ها هستند. رویکرده چند معیاره کاملاً مطابق اصول دستورالعمل چارچوب آب اروپا است (Moog *et al.*, 2018) زیرا تلاش می‌کند با به‌دست آوردن انواع ویژگی‌های زیستی قابل اندازه‌گیری (معیارها) و دانش یک تحلیل یکپارچه از جامعه زیستی یک منطقه ارائه دهد (Karr and Chu, 1999). ارزیابی چند معیاره ابزاری مطمئن‌تر از روش‌های ارزیابی براساس معیارهای واحد است (Dudley & Karr, 1981).

در مطالعه حاضر ماکروبنتوزها به‌عنوان نشانگر زیستی استفاده شد به دلیل اینکه این زیستمندان برای تمایز بین ایستگاه‌ها نتایج بهتری می‌دهند. در مطالعه‌ای مشابه در جنوب برزیل با استفاده از شاخص IBI با هدف مقایسه پاسخ ماهی‌ها و ماکروبنتوزها به تغییرات محیطی و شناسایی اینکه کدام گروه به بهترین وجه تفاوت بین ایستگاه‌ها را نشان می‌دهد انجام شد و نتایج آن نشان داد که ماکروبنتوزها برای تمایز ایستگاه‌های مرجع از ایستگاه‌های تحت تأثیر موثرتر اند(Ruaro *et al.*, 2019). ماکروبنتوزها به شدت به تغییرات ناشی از فعالیت‌های انسانی به ویژه موارد مرتبط با رسوبات و تغییرات زیستگاه واکنش نشان می‌دهند. رسوب بیش از حد رودخانه از طریق مکانیسم‌های مختلف بر جوامع ماکروبنتوز تأثیر می‌گذارد (Sutherland *et al.*, 2012). در مطالعه حاضر افزایش نسبت رسوبات باعث کاهش غنای و افزایش درصد ماکروبنتوزهای مقاوم در فصل بهار شد. واکنش معمول جمعیت ماکروبنتوز شامل افزایش تعداد گونه‌های مقاوم و کاهش غنای گونه‌ای و تنوع زیستی در جریان‌های تحت تأثیر است (Cuffney et *al.*, 2010). نسبت ارگانیسم‌هایی که تحمل تغییرات محیطی را دارند به ارگانیسم‌های حساس یکی از بهترین معیارهای تشخیص اثرات زیست‌محیطی است (Karr, 1981). به دلیل اینکه ماکروبنتوزهای حساس بر اثر بروز آشفتگی اولین زیستمندانی هستند که از بین می‌روند (Ruaro *et al.*, 2016). در ایستگاه‌هایی که تحت تأثیر آشفتگی قرار دارند فقط یک یا چند گونه غالب باقی می‌مانند و تنوع گونه‌ای کاهش می‌یابد. بنابراین ماکروبنتوزها به اثرات تخریب محیط زیست به

شدت پاسخ می‌دهند. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که کیفیت زیستی رودخانه پس از سیلاب شباهت زیادی با آب‌های آلوده دارد که مشابه نتایج مطالعه Smith و همکاران (۲۰۱۹) بود.

بر اساس شاخص B-IBI ایستگاه‌های مطالعاتی در سه گروه کیفی نسبتاً خوب، ضعیف و بسیار ضعیف قرار گرفتند. در فصل بهار هر چهار ایستگاه مطالعاتی در شرایط کیفی بسیار بد قرار گرفتند که می‌تواند به دلیل رسوبات ناشی از سیلاب‌ها باشد. همچنین شاخص B-IBI ایستگاه شماره چهار در فصل تابستان از لحاظ زیستی بسیار ضعیف ارزیابی شد و بقیه ایستگاه‌ها در شرایط ضعیف قرار گرفتند. این امر بدین صورت قابل توجیه خواهد بود که حجم آب رودخانه به دلیل کاهش بارندگی کاهش می‌یابد و این امر باعث افزایش اثر سوء آلاینده‌ها بر جامعه زیستی می‌گردد. از طرف دیگر مهم‌ترین عواملی که می‌توانند ساختار و ترکیب جامعه ماکروبنتوز را تغییر دهد، فاکتورهای محیطی و نوسانات فصلی هستند. در این مطالعه بازسازی جوامع ماکروبنتوز در تابستان بعد از سیلاب بهاره را داشتیم. در فصل زمستان نیز ایستگاه شماره سه و چهار از نظر کیفی شرایط نسبتاً خوب داشتند. علت شباهت مقداری شاخص B-IBI در ایستگاه اول و دوم فصل پاییز و زمستان می‌تواند این باشد که چون نمونه‌گیری در آخرین ماه فصل انجام شد پس از نظر ویژگی‌ها فصل پاییز و زمستان به هم نزدیک بود. همین طور کاهش فعالیت‌های کشاورزی می‌تواند دلیلی بر شرایط نسبتاً خوب در فصل زمستان باشد. در مطالعه‌ای مشابه Oosterhout و همکاران (۲۰۱۵) شاخص IBI را به عنوان شاخص سلامت اکوسیستم‌های رودخانه‌های کم عمق انتخاب کردند و در این پژوهش شکل پیشرفته‌ای از شاخص IBI را به صورت چند معیاره به نمایش در آوردند و شاخص چند معیاره نه تنها وضعیت کلی اکوسیستم را نشان می‌دهد بلکه علل خاص اختلالات زیست محیطی را نیز بیان می‌کند. شاخص‌های چند معیاره برای ارزیابی کیفیت اکوسیستم‌های آبی ابزار مهمی هستند. این شاخص‌ها انعطاف‌پذیر، قوی و حساسند و غالباً توانایی تمایز میان تغییرات طبیعی و انسانی را دارند (Aazami, 2015). نتایج حاصل از شاخص B-IBI با نتایج پژوهش پروندی و همکاران (۱۳۹۵) و سه‌بری و همکاران (۱۳۹۶) مطابقت دارد. ولی با نتایج Fohn و همکاران (۲۰۱۱) مطابقت نداشت.

SIGNAL نوع آلودگی و عوامل موثر برجامعه ماکروبنتوز را نشان می‌دهدکه به تصمیم‌گیری در مورد سلامت رودخانه کمک می‌کند. امتیاز بیش‌تر شاخص SIGNAL مربوط به کیفیت خوب آب می‌باشد. که نشان دهنده شوری، کدورت و مواد مغذی (مانند نیترات وفسفات) کم و بالا بودن میزان اکسیژن محلول است (Chessman, 2003). نتایج حاصل از شاخص SIGNAL از نظر آنالیزهای آماری تفاوت معنی‌داری بین ایستگاه‌های نمونه‌گیری در فصل‌های مختلف را نشان داد. بر اساس این شاخص اکثر ایستگاه‌ها در چهار فصل از نظر کیفی دارای آلودگی شدید بودند. فقط ایستگاه‌های یک و چهار در دو فصل پاییز و زمستان و ایستگاه سه در فصل بهار از نظر کیفی دارای آلودگی متوسط بودند. استفاده از اراضی در حوضه آبریز عامل تأثیرگذار بر ژئومورفولوژی و وضعیت زیستی رودخانه‌ها است (sear, 1996). در نتیجه اراضی موجود در حوضه آبریز برای طیف وسیعی از

کشاورزی، جاده‌سازی و تفرج مورد استفاده قرار گرفته است. در حالی که تأثیر مشاغل انسانی در چشم انداز مشهود است. کشاورزی استفاده غالب از اراضی در حوضه آبریز است. این کاربری اراضی در سرتاسر حوضه آبریز کارده به طور عمده در مجاورت رودخانه نزدیک‌تر از بخش‌های دیگر است. وجود روستاها و فعالیت‌های کشاورزی و همچنین تفرج در حاشیه رودخانه کارده و به دنبال آن تخلیه پساب آن‌ها به منابع آب باعث آلودگی این رودخانه می‌شود.

بر اساس نتایج همبستگی شاخص‌های زیستی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی در این مطالعه رابطه همبستگی بین شاخص‌های زیستی و این پارامترهای آب بسیار ضعیف بود که بیانگر حساسیت اندک شاخص‌های زیستی مانند SIGNAL به پارامترهای نیترات، فسفات و کلی‌فرم آب است. می‌توان دلیل آن را متغیر بودن پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه‌ها دانست (Williams, 1996).

رویکردهای چند متغیره برای ارزیابی زیستی در واقع روش‌هایی هستند که از ابزارهای آماری برای توسعه روابط بین جانوران و خصوصیات محیطی استفاده می‌کنند. رویکردهای چند متغیره از آزمون قیاسی فرضیه‌ها بر وضعیت جامعه استفاده می‌کنند که تحت تأثیر شیب آشفتگی ناشی از نتایج تحلیل قرار می‌گیرند (Abbasi & Abbasi, 2012). براساس مطالعات Nhiwatiwa و همکاران (۲۰۱۷) محرک‌های ساختار جامعه ماکروبنتوزها نتایج آزمون CCA نشان دهنده این است که متغیرهای فیزیکی و شیمیایی تأثیر کمی برروی خانواده‌های ماکروبنتوز دارند. بجزء نیترات، COD و BOD که بیش‌ترین تأثیر را بر روی پراکنش ماکروبنتوزها در ایستگاه‌های مطالعاتی داشته‌اند.

بر اساس نتایج به دست آمده در این مطالعه ایستگاه ۱ که در بالا دست روستا آل قرار دارد شرایط نسبتاً بهتری از ایستگاه‌های دیگر داشت. حضور کم گونه‌های ماکروبنتوز در رودخانه حاکی از ناپایداری اکوسیستم رودخانه بود که این ناپایداری در فصل پاییز و زمستان منشاء غیر طبیعی دارد و تغییر در شرایط محیطی رودخانه و اجزای آن منجر به دگرگونی و از بین رفتن گونه‌های حساس شده است. همچنین سیلاب در فصل بهار همه ایستگاه‌ها را تحت تأثیر قرار داد و جمعیت ماکروبنتوزها به‌طور چشم گیری کاهش یافت. در چهار ایستگاه نمونه‌برداری اختلاف فصلی در ترکیب ماکروبنتوزها مشاهده گردید. تفاوت فصلی مشاهده شده را می‌توان به تغییر در عواملی مانند در دسترس بودن مواد غذایی، شرایط هیدرولیک، دما و عوامل بیوتیک نسبت داد (Dallas & Day, 2004).

به دلیل اینکه ایران در منطقه خشک واقع شده است پس مدیریت منابع آب ضروری و مهم است. در مجموع عواملی که کیفیت آب رودخانه کارده را تهدید می‌کنند شامل: فاضلاب خانگی و کشاورزی، کشاورزی سنتی و ناپایداری، بهره‌برداری ناپایدار از منابع آب، گردشگری ناپایدار، تخریب اراضی، تغییر کاربری اراضی، سد سازی، تغییر اقلیم، جاده سازی است.

جهت مدیریت منابع آبی رودخانه‌های ایران پیشنهاد می‌شود: جلوگیری از ورود فاضلاب‌های خانگی، کشاورزی و استخرهای پرورش ماهی به رودخانه‌ها، جلب مشارکت مردم محلی و بالا بردن فرهنگ زیست محیطی آن‌ها، استفاده از الگوهای منظم پایش زیستی با توجه به مناسب بودن و قابل اعتمادتر بودن این شاخص‌ها، توسعه دادن یک شاخص زیستی ملی برای ارزیابی زیستی رودخانه‌های ایران

منابع

اعظمی, ج. (۱۳۹۶). محاسبه شاخص‌های زیستی ماکروبنتوزها جهت ارزیابی سلامت اکولوژیکی اکوسیستم‌های آبی. بهره‌برداری و پرورش آبزیان جلد ۶ (شماره۳).

اعتمادی، م، عزیزیان. غ، اکبری، م. (۱۳۹۱). کاربرد سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS) در پهنه‌بندی سیلاب.

پروندی، ش. عبدلی، ا و هاشمی، س.ح. (۱۳۹۵). ارزیابی زیستی رودخانه جاجرود با استفاده از ساختار جمعیت ماکروبنتوزه. مجله بوم شناسی آبزیان، شماره ۶. صفحات ۳۳-۲۰.

حیدری‌زاده, م. و محمدزاده، ح. (۱۳۹۰). "بررسی عوامل بررسی عوامل موثر بر کیفیت آب رودخانه کارده (شمال شهر مشهد) با استفاده از داده‌های هیدروشیمیایی و نمایه اشباع (Si) کانی‌های کربناته و سولفاته, اولین همایش ملی علمی دانشجویی انجمن علمی زمین شناسی دانشگاه شهید بهشتی.

سه‌بری، س. صفری، ا. فراشی، آ. (۱۳۹۶). ارائه چارچوب برای ارزیابی سلامت رودخانه‌ها (مطالعه موردی: رودخانه ارتکند در خراسان رضوی). پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه فردوسی مشهد.

صفت. ن، سعیدیان، م. ح. سعیدیان، ف. (۱۳۸۹). "مطالعه روند سیل خیزی در حوزه‌های آبخیز از طریق بررسی تراوایی و پتانسیل ایجاد روان آب در سازنده‌های زمین‌شناسی".

Aazami, J. Moradpour, H. Zamani, A. and Kianimehr, N. (2018). Ecological quality assessment of Kor River in Fars Province using macroinvertebrates indices. International Journal of Environmental Science Technology, 17(4), 1–10.

Aazami, J., Sari, A. E., Abdoli, A., Sohrabi, H., & Van den Brink, P. J. (2015). Assessment of ecological quality of the Tajan River in Iran using a multimetric macroinvertebrate index and species traits. Environmental management, 56(1), 260- 269.

Abbasi, T. and Abbasi,S.A. (2012). Water Quality Indices. Elsevier, 978-0-444-54304-2

Chessman, Bruce C. (2003). "New Sensitivity Grades for Australian River Macroinvertebrates." *Marine and Freshwater Research* 54(2): 95–103.

Czeniawska-Kusza, I. (2005). Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water quailty assessment. Limnologica 35, 169-176.

Cuffney, Thomas F. Robin, A. Brightbill, Jason, T. and Ian, R Waite. (2010). "Responses of Benthic Macroinvertebrates to Environmental Changes Associated with Urbanization in Nine Metropolitan Areas." *Ecological Applications* 20(5): 1384–1401

Diaz, R, J. olan, M. and Valente, R. M. A. (2004). Review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. Journal of Environmental Mangement 73: 165-181.

Dallas, H. F., & Day, J. A. (2004). The effect of water quality variables on aquatic ecosystems: a review. Pretoria: Water Research Commission.

Dalu, T. Clegg, B. and Nhiwatiwa, T. (2012). Macroinvertebrate communities associated with littoral zone habitats and the influence of environmental factors in Malilangwe Reservoir, Zimbabwe. Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst. 406, 6.

Gabriels, W. Lock, K. De. Pauw, N. and Goethals, P. L. (2010). Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, *40*(3), 199-207.

Hering, D. Otto, M. Leonard, S. and Piet, F.M. Verdonschot. (2004). "Overview and Application of the AQEM Assessment System." *Hydrobiologia* 516(1–3): 1–20.

Fierro, P. Valdovinos, C. Vargas-Chacoff, L. Bertrán, C. and Arismendi, I. (2017a). Macroinvertebrates and fishes as bioindicators of stream water pollution. In: Tutu, H. (Ed.), Water Quality. Intechopen, Rijeka, pp. 23–38.

Fohn, M. Works, K. C. P., Fore, L. and Design, S. (2011). Measuring the Health of Kitsap County's Streams and Watersheds Using the Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI).

Kröncke, I. and Reiss, H. (2010). Influence of macrofauna long-term natural variability on benthic indices used in ecological quality assessment. Marine Pollution Bulletin, 60(1), 58-68.

Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries, 6(6), 21-27.

Karr JR, Dudley DR. (1981). Ecological perspectives on water quality goals. Environ. Manag. 5:55‑68.

Karr JR, Chu EW. (1999). Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring. Washington, DC: Island. 200 pp.

Mebane, Christopher A., Terry R. Hughes, and Robert M. Maret. (2003). "An Index of Biological Integrity (IBI) for Pacific Northwest Rivers."

Moog, O., Schmutz, S., and Schwarzinger, I. (2018). Biomonitoring and bioassessment. Riverine Ecosystem Management, 371.

Nhiwatiwa, T., Dalu, T. and Brendonck, L. (2017). Impact of irrigation based sugarcane cultivation on the Chiredzi and Runde rivers quality, Zimbabwe. Sci. Total Environ. 587–588, 316–325.

Odountan, H, and Youssouf A. (2015). "Can Macroinvertebrate Assemblage Changes Be Used as Biological Indicator of Water Quality of the Nokoue Lake (Benin)?" Journal of Environmental Protection 6(12): 1402.

Ofenböck, T, Otto M, Jeroen G, and Michael B. 2004. "A Stressor Specific Multimetric Approach for Monitoring Running Waters in Austria Using Benthic Macro-Invertebrates." In Integrated Assessment of Running Waters in Europe, Springer, 251–68.

Oscoz, J. Galicia, D. and Miranda, R. (2011). Taxa description and biology. In Identification Guide of Freshwater Macroinvertebrates of Spain (pp. 47-148). Springer, Dordrecht.

Pinto, R., Patrício, J., Baeta, A., Fath, B. D., Neto, J. M., & Marques, J. C. (2009). Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. Ecological indicators, 9(1), 1-25.

Ruaro, R., Gubiani, É. A., Cunico, A. M., Moretto, Y., and Piana, P. A. (2016). Comparison of fish and macroinvertebrates as bioindicators of Neotropical streams. Environmental monitoring and assessment, 188(1), 45.

Ruaro, R., Gubiani, É. A., Cunico, A. M., Higuti, J., Moretto, Y., and Piana, P. A. (2019). Unified Multimetric Index for the Evaluation of the Biological Condition of Streams in Southern Brazil Based on Fish and Macroinvertebrate Assemblages. Environmental management, 64(5), 661-673.

Sear, D.A. (1996). Fine Sediment Accumulations in the River Rother, West Sussex; Report to Southern Region NRA: Southampton, UK, p. 27.

Schmutz, S., Cowx, I. G., Haidvogl, G., and Pont, D. (2007). Fish-based methods for as sessing European running waters: a synthesis. Fisheries Management and Ecology, 14(6), 369-380

Sheela, A. M., Letha, J., Joseph, S., Ramachandran, K. K., & Sanalkumar, S. P. (2011). Trophic state index of a lake system using IRS (P6-LISS III) satellite imagery. Environmental monitoring and assessment, 177(1), 575-592.

Silva, D., Herlihy, A.T., Hughes, R.M. and Callisto, M. (2017). An improved macroinvertebrate multimetric index for assessment of wadeable streams in the neotropical savanna. Ecol. Indic. 81, 514–525.

Singh, P. K., and Saxena, S. (2018). Towards developing a river health index. Ecological Indicators, 85, 999-1011.

Šmilauer, P., & Lepš, J. (2014). Multivariate analysis of ecological data using CANOCO 5. Cambridge university press.

Smith, A. J., Baldigo, B. P., Duffy, B. T., George, S. D., and Dresser, B. (2019). Resilience of benthic macroinvertebrates to extreme floods in a Catskill Mountain River, New York, USA: Implications for water quality monitoring and assessment. Ecological Indicators, 104, 107-115

Sutherland, A. B., Culp, J. M., and Benoy, G. A. (2012). Evaluation of deposited sediment and macroinvertebrate metrics used to quantify biological response to excessive sedimentation in agricultural streams. Environmental Management, 50(1), 50-63.

Tchakonté, S. Ajeagah, G.A. Diomandé, D. Camara, A.I. and Ngassam, P., (2014). Diversity, dynamic and ecology of freshwater snails related to environmental factors in urban and suburban streams in Douala–Cameroon (Central Africa). Aquat. Ecol. 48, 379–395.

Van den Broeck, M. Waterkeyn, A. Rhazi, L. and Grillas, P. (2015). “Assessing the Ecological Integrity of Endorheic Wetlands, with Focus on Mediterranean Temporary Ponds.” *Ecological Indicators* 54: 1–11.

Van Oosterhout, M. P., & Van Der Velde, G. (2015). An advanced Index of Biotic Integrity for use in tropical shallow lowland streams in Costa Rica: Fish assemblages as indicators of stream ecosystem health. Ecological Indicators, 48, 687-698.

Williams, D.D. (1996). Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. Journal of the North American Benthological Society, 15, 634-650.

Assessment of Kardeh River Health Using Multimetric Biological Index an Macrobenthos Communities

S. sargolzaie[1], A. Farashi[2*], O. Safari[3], H. Ahmadniaye motlagh[4]

Received:2019.11.11
Accepted:2020.10.11

Abstract

Kardeh River is one of the most important permanent rivers of Khorasan Razavi province Which supplies a large part of Mashhad's drinking and agricultural water. Multivariate analysis was used to find out the quality of Kardeh River in this study and to understand the impact of macroinvertebrates community structure drivers on ecosystem management. For this purpose, macroinvertebrates sampling was performed from four study stations during four seasons in 2018-2019, physical and chemical parameters also were measured. In this study, Of the Ephemeroptera, the total number of Caenidae and Baetidae families had the highest abundance (66 / 60 %). The results showed that the Index of Biotic Integrity varied from 3 to 1.1 and based on this biodiversity indicator, Kardeh River water quality was classified into three relatively good, poor and very poor-quality classes. The Stream Invertebrate Grade Number Average Level index was classified into two categories: moderate pollution and severe pollution. Canonical Corrspondence Analysis also showed that nitrate, biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand had the most effect on the distribution of macroinvertebrates at the study stations. In general, the Kardeh River water quality was poorly evaluated and among the study stations the station conditions were relatively better than the other stations. Therefore, among the available indices, multimetric indices are more reliable. However, these index should be calibrated according to the conditions of Iranian rivers.

Key words: Biological Assessment, Biotic Integrity, Canonical Corrspondence Analysis, Kardeh River, SIGNAL, Macroinvertebrates

1- MSc in Environment Science, Ferdowsi University of Mashhad
2- Associate Professor, Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources and Environment, Ferdowsi University of Mashhad
* (Corresponding Author: farashi@um.ac.ir)
3- Associate Professor, Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources and Environment, Ferdowsi University of Mashhad
4- Assistant Professor, Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources and Environment, Ferdowsi University of Mashhad