



مجله علوم زیست‌محیطی و سلامت محیط

بهره‌برداری و پرورش آبزیان
جلد ششم، شماره سوم، پاییز ۱۳۹۶
<http://japu.gau.ac.ir>

محاسبه شاخص‌های زیستی ماکروبتوزها جهت ارزیابی سلامت اکولوژیکی اکوسیستم‌های آبی

* جابر اعظمی

استادیار گروه علوم محیط زیست، دانشگاه زنجان

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۲/۳؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۳/۹

چکیده

مهمترین موجودات زنده در تمام اکوسیستم‌های آبی جهت ارزیابی و پیش‌بینی تغییرات سلامت اکولوژیک حتی تغییرات اقلیمی در دنیا، ماکروبتوزها هستند. در ایران، کارایی ماکروبتوزها در مدیریت منابع آبی حتی لیستی از خانواده‌های موجود در اکوسیستم‌های آبی، ناشناخته است لذا این مطالعه، اولین پژوهش به زبان فارسی است که به معرفی و نحوه محاسبه بیش از بیست شاخص زیستی ماکروبتوزها در سطح خانواده جهت سلامت اکولوژیک آب‌ها پرداخته است. شرایط اقلیمی خاص در ایران، تنوع بالایی خانواده‌های ماکروبتوزهای ایرانی و مسایل مربوط به بحران آب، ضرورت مطالعات اکولوژیکی را بیش از پیش می‌کند. نتایج این مطالعه نشان می‌دهد شاخص نسبت اکولوژیک (EQR)، جدیدترین شاخص چند معیاره اکولوژیک است که باید نسبت به بومی‌سازی آن اقدام گیرد. به نظر می‌رسد با توجه به شباهت محیط زیست نیمه شمالی کشور به اکوسیستم‌های اروپایی، کارایی شاخص‌های اروپایی مطلوب‌تر باشد.

واژه‌های کلیدی: ماکروبتوز، ایران، آب، سلامت اکولوژیک

مقدمه

را در همان اکوسیستم نشان دهد (اعظمی و همکاران، ۲۰۱۵a). مطابق با مطالعات سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (EPA)؛ بهترین روش ارزیابی اکوسیستم‌های آبی، استفاده از روابط اکولوژیک موجودات زنده همان اکوسیستم به‌عنوان شاخص‌های اکولوژیکی است که به آن ارزیابی اکولوژیک می‌گویند (بیلی و همکاران، ۲۰۰۴). در واقع، شاخص‌های اکولوژیک، خصوصیات اکولوژیکی موجودات زنده بوده که منعکس‌کننده شرایط محیط هستند و به دلیل رابطه و حساسیتی که آبزیان نسبت به شرایط محیطی

تغییرات کمی و کیفی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب بیانگر وجود آلودگی در همان محدوده زمانی است، در حالی که اطلاعات اکولوژیکی بیانگر تغییرات بلندمدت در هر اکوسیستم می‌باشد؛ به‌عبارت دیگر اطلاعات فیزیکی و شیمیایی مانند یک عکس از وضعیت اکوسیستم است؛ در حالی که اطلاعات اکولوژیک می‌تواند تاریخچه (فیلمی) از روند تغییرات

* مسئول مکاتبه: j.aazami@znu.ac.ir

نظر منابع آبی با محدودیت مواجه بوده و جزء کشورهای کم آب محسوب می‌شود؛ آگاهی از کیفیت منابع آبی موجود جهت مدیریت مناسب آنها، امری اجتناب‌ناپذیر است (شریفی‌نیا، ۲۰۱۲). در این راستا ضرورت دارد روش‌های جدید ارزیابی وضعیت اکوسیستم‌های آب‌های جاری تعیین و معرفی شوند. ارزیابی اکولوژیکی کیفیت آب‌ها تکنولوژی کم هزینه‌ای است که به شیمی محیط زیست پیشرفته وابسته نیست، به وسایل و لوازم آزمایشگاهی کمی نیاز دارد و می‌تواند نتایجی با دقت قابل قبولی ارائه دهد؛ این روش‌ها نسبت به سایر روش‌ها از مزایایی همچون دقت بالا، مقرون به صرفه بودن، زمان اندک، امکان بررسی اثرات تجمعی آلاینده‌ها، قابلیت نمایش استرس‌های آلودگی در طول زمان، ایجاد آلودگی کمتر برای محیط‌زیست در هنگام مطالعه برخوردار هستند (اعظمی و همکاران، ۲۰۱۵). لذا هدف از این مطالعه، توصیف نحوه محاسبه حدود ۲۰ شاخص‌های اکولوژیکی برای ارزیابی سلامت اکولوژیکی اکوسیستم‌های آبی با استفاده از ماکروبتوزهاست که با توجه به کمبود منابع فارسی در این رابطه می‌تواند به‌عنوان الگویی برای محاسبات اکولوژیک مورد استفاده قرار گیرد.

روش نمونه‌برداری: در اکوسیستم‌های آب‌های جاری، برای نمونه‌برداری ماکروبتوزها از دستگاه نمونه‌بردار سوربر با اندازه توری ۲۵۰ میکرون و سطح ۳۰×۳۰ استفاده می‌شود (بوس و همکاران، ۲۰۱۵). بدین منظور چارچوب کف دستگاه سوربر در خلاف جهت جریان و بر روی بستر رودخانه شامل سنگ، قلوه‌سنگ، سنگریزه، شن و ماسه قرار گرفت و بستر رودخانه را در جهت جریان آب رودخانه شسته، سپس موجودات کفزی به وسیله جریان آب به درون تور سوربر هدایت می‌شوند (اعظمی و همکاران، ۲۰۱۵). محتویات درون تور سوربر درون تشت شسته

خود دارند، محققان زیادی در سراسر دنیا، از آنها برای ارزیابی و پایش اکوسیستم آب‌های سطحی استفاده می‌کنند. این شاخص‌ها نه تنها برای تعیین وضعیت فعلی یک اکوسیستم، بلکه برای ردیابی آثار گذشته و همچنین پیش‌بینی‌های آینده تغییرات همان اکوسیستم به کار می‌روند. موجودات زنده مختلفی از جمله ماهیان، جلبک‌ها و ماکروبتوزها در ارزیابی سلامت اکولوژیکی آب‌ها کاربرد دارند؛ که بهترین آنها در ارزیابی‌ها، ماکروبتوزها هستند به طوری که بیش از ۶۰ درصد شاخص‌های اکولوژیکی آب‌های شیرین، مختص به آنهاست (ونوسفادرانی و همکاران، ۲۰۱۰). ماکروبتوزها موجوداتی بدون ستون فقرات که حداقل بخشی از چرخه زندگی خود را در زیستگاه‌های آبی به سر می‌برند؛ جمع‌آوری این موجودات نسبت به سایرین ساده‌تر بوده؛ با چشم غیرمسلح دیده می‌شوند؛ دارای چرخه زندگی نسبتاً طولانی بوده؛ تنوع زیادی داشته و گونه‌های مختلف آنها در گستره متفاوت از محیط زیست (از شرایط پاکیزه تا شدیداً آلوده) یافت می‌شوند (اعظمی و همکاران، ۲۰۱۶). همچنین ماکروبتوزها باعث استمرار چرخه‌های مواد آلی شده و خود مورد تغذیه موجودات بالاتر قرار می‌گیرند؛ در نتیجه کاهش یا افزایش این موجودات در محیط آبی باعث کم یا زیاد شدن تولید نهایی اکوسیستم‌ها خواهد شد (کارو و همکاران، ۲۰۱۳). استفاده از اطلاعات و برنامه‌های سلامت اکولوژیکی آب‌ها، از ابتدای دهه ۱۹۲۰ در آمریکا و در ادامه به صورت جدی‌تری، از سال ۱۹۴۸ در سراسر دنیا آغاز شده است و امروزه، محققان زیادی از سازمان‌های بین‌المللی از جمله EPA و سازمان بهداشت جهانی (WHO) این شاخص‌ها را به عنوان مناسب‌ترین شاخص‌ها برای ارزیابی محیط زیست و مدیریت اکوسیستم‌ها معرفی کردند (روچاس و رویس، ۲۰۱۶). از آنجایی که کشور ما از

اکولوژیکی ماکروبتوزها که برای بررسی سلامت اکولوژیکی آب‌ها کاربرد دارد به دو بخش کلی تقسیم می‌شود:

الف. شاخص‌های تک معیاره که غالباً براساس تراکم یا تعداد افراد از خانواده‌های مختلف استوار است و به ترتیب عبارتند از: غنای گونه که ساده‌ترین شاخص برای ارزیابی اکولوژیکی اکوسیستم‌ها بوده و شامل شمارش تعداد گونه‌های موجود در یک نمونه است. به عبارت دیگر به میانگین تعداد گونه‌ها در یک واحد نمونه‌برداری، غنای گونه گفته می‌شود که غالباً توسط دو تابع زیر کمی می‌کنند: شاخص منهینگ با فرمول

$$D = \frac{s}{\sqrt{N}} \quad \text{و} \quad D = \frac{s-1}{\log N}$$

که در این معادلات، D عدد کمی غنای گونه، S تعداد گونه‌های موجود در هر ایستگاه و N به مفهوم تعداد کل افراد گونه‌های موجود در یک ایستگاه است. به گونه‌هایی که از لحاظ تعداد، اندازه یا تولید دارای اثر

کنترلی مهمی بر جامعه زیستی خود هستند، گونه‌های غالب می‌گویند که با ضریب غالبیت سیمپسون با فرمول

$$C = \sum_{k=0}^n \left(\left(\frac{n_i}{N} \right)^2 \right)$$

اهمیت سنجیده شده یا تعداد یا بیوماس، N مجموع میزان اهمیت یا تعداد یا بیوماس و C عدد شاخص غالبیت می‌باشد. حذف گونه‌های غالب موجب تغییرات بزرگتری در جامعه زیستی می‌شود در حالی که حذف گونه‌های غیر غالب به مراتب سبب تغییرات کمتری می‌شود. از تفریق یک از عدد شاخص غالبیت، مقدار کمی یکنواختی به دست می‌آید که هر چه به سمت یک میل کند، یکنواختی گونه در جامعه مورد مطالعه بیشتر است. در ادامه شاخص‌های مبتنی بر تعداد گونه‌ها و نسبت فراوانی گونه‌ها معرفی شدند که دارای دو جزء مهم تعداد گونه (غنا) و یکنواختی (سهم ترکیب گونه در ایستگاه) است؛ شاخص تنوع شانون

$$H = - \sum_{i=1}^n \left(\frac{n_i}{N} \right) \ln \left(\frac{n_i}{N} \right)$$

و شاخص تنوع سیمپسون $D = \sum_{i=1}^n \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$ دو شاخص تنوع هستند

تا موجودات از آن جدا شوند. در نهایت موجودات جمع‌آوری شده و در محلول ۴ درصد فرمالین یا ۷۰ درصدی الکل فیکس می‌گردند. در ادامه، با استفاده از پنس و الک به درون ظروف نگهداری که از قبل تاریخ و کددار شده بودند، هدایت خواهند شد. برای جداسازی در آزمایشگاه، نمونه‌ها از الک عبور داده و در زیر جریان آب فرمالین آن‌ها شسته می‌شوند. سپس محتویات الک را درون سینی تشریح ریخته و برای شناسایی و شمارش موجودات ماکروبتوزها از ذره‌بین، میکروسکوپ (لوپ) و کلیدهای شناسایی معتبر (گوترلین و تیلرین، ۲۰۱۵ و اسکوس و همکاران، ۲۰۱۱) استفاده می‌گردد. بعد از شناسایی در سطح خانواده و بعضاً جنس، نمونه‌ها درون شیشه پنی سیلین با الکل ۹۶ درصد نگهداری خواهند گردید.

شاخص‌های زیستی: قبل از بیان و به‌کارگیری شاخص‌ها، ابتدا باید تنوع زیستی را به صورت کمی بیان کرد؛ گوناگونی در حیات شامل اختلاف ژنتیکی، فردی، اکوسیستمی و یا چشم‌اندازهای که موجودات زنده در آن زندگی می‌کنند؛ را تنوع زیستی می‌گویند. اکولوژیست‌ها برای درک بهتر تنوع زیستی، مفهوم آن را در سطوح مختلفی شامل تنوع ژنتیکی، گونه‌ای، جوامع، اکوسیستم‌ها و چشم‌اندازها قرار می‌دهند. شناخت هر سطح نیز منوط به شناخت سه ویژگی یا خصوصیت مهم شامل ترکیب، ساختار و عملکرد می‌باشد. ترکیب بیانگر نوع و گوناگونی اجزاء مهم یک سطح است درحالی که ساختار، چگونگی سازماندهی فیزیکی هر سطح را بیان می‌کند و نهایتاً عملکرد از جریانات اکولوژیکی و تکاملی هر سطح نشأت می‌گیرد. گرچه همه سطوح تنوع مهم هستند اما برای مدیریت اکوسیستمی و ارزیابی‌های اکولوژیکی، منظور از تنوع زیستی همان تنوع در سطح گونه است که برای ماکروبتوزها در سطح خانواده در نظر گرفته می‌شود (مندویل، ۲۰۱۲). شاخص‌های تنوع

شاخص EPT: شاخص EPT به تعداد کل افراد خانواده‌های سه راسته Plecoptera, Trichoptera, Ephemeroptera در هر ایستگاه گفته می‌شود. به‌طور کلی، افراد خانواده‌های مذکور از نظر اکولوژیکی، حساس بوده و افزایش مقدار کمی آن‌ها بیانگر افزایش کیفیت آب است؛ هرچند براساس هر خانواده، امتیاز حساسیت متفاوت است.

که با افزایش مقدار تنوع، تعداد و توزیع یکنواخت‌تر خانواده‌ها افزایش می‌یابد. تمام مقادیر کمی شاخص‌های عمومی مذکور، از نرم‌افزار تخصصی اکولوژیکی پست (Past Ecological Software) که رایگان و بسیار ساده است استفاده می‌شود. اما برای ارزیابی سلامت اکولوژیک آب‌ها توسط ماکروبتوزها، از شاخص‌های زیر براساس منابع علمی استفاده شده است.

جدول ۱- طبقه‌بندی سلامت اکولوژیکی آب بر اساس شاخص EPT

مقدار شاخص EPT	< ۲	۲-۵	۶-۱۰	۱۰ <
کیفیت آب	آلوده	تمیز	خوب	خیلی خوب

شاخص زیستی هیلسنهوف (FBI): این شاخص توسط هیلسنهوف در سال ۱۹۸۲ در امریکا، به‌منظور ارزیابی اکولوژی نهرها با استفاده از متوسط میزان مقاومت تمام گونه‌های ماکروبتوزها مطرح شد (هیلسنهوف، ۱۹۸۸). شاخص مذکور، میزان مقاومت خانواده‌ها نسبت به آلودگی‌های محیط زیست را از صفر (بسیار حساس) تا ۱۰ (بسیار مقاوم) طبقه‌بندی می‌کند و از فرمول زیر $FBI = \sum_{i=1}^n \frac{x_i \times t_i}{n}$ که در آن، x_i : تعداد افراد هر خانواده؛ t_i : ارزش مقاومت همان خانواده و n : تعداد کل افراد موجود در ایستگاه است و طبق جدول ۲ تفسیر می‌شود:

شاخص EPT/ Chironomidae: این شاخص با تقسیم تعداد کل افراد خانواده‌های سه راسته Plecoptera, Trichoptera, Ephemeroptera به افراد خانواده Chironomidae از راسته Diptera محاسبه می‌شود. فراوانی EPT نسبت به خانواده شیرونومیده نشان‌دهنده تعادل جامعه است، به‌طوری که EPT بیانگر حساسیت به تغییرات محیط زیست بوده در حالی که خانواده شیرونومیده، حساسیت کمتری به تغییرات دارند. جامعه که دارای شرایط زیستی خوبی باشد، توزیع یکنواختی در میان این چهار گروه نشان می‌دهد در حالی که جوامعی که دارای شمار نامتناسبی از شیرونومیده‌ها باشد، تعادل اکولوژیکی خود را از دست دادند.

جدول ۲- طبقه‌بندی سلامت اکولوژیکی آب بر اساس شاخص هیلسنهوف FBI

شاخص زیستی خانواده FBI	درجه آلودگی آلی	کیفیت آب	طبقه
۰-۳/۷۵	آلودگی آلی وجود ندارد	عالی	۱
۳/۷۶-۴/۲۵	امکان آلودگی آلی جزئی	خیلی خوب	۲
۴/۲۶-۵/۰۰	احتمال برخی آلودگی آلی	خوب	۳
۵/۰۱-۵/۷۵	آلودگی آلی نسبتاً قابل توجه	متوسط	۴
۵/۷۶-۶/۵۰	آلودگی آلی قابل توجه	نسبتاً ضعیف	۵
۶/۵۱-۷/۲۵	آلودگی آلی بسیار قابل توجه	ضعیف	۶
۷/۲۶-۱۰/۰۰	آلودگی آلی شدید	خیلی ضعیف	۷

شاخص $BMWP/ASPT = \frac{\sum B.n}{N}$ است که در آن B: امتیاز BMWP در سطح خانواده؛ n: تعداد افراد خانواده و N: کل تعداد افراد خانواده در هر ایستگاه است. سپس با استفاده از جدول ۳ سلامت کیفی آب طبقه‌بندی می‌شود (کوتا و همکاران، ۲۰۰۳).

شاخص $BMWP/ASPT$: شاخص زیستی متداول‌ترین سیستم طبقه‌بندی و ارزیابی اکولوژیک آب‌ها در اروپاست که با جمع‌آوری و شناسایی نمونه‌ها در سطح خانواده تعیین می‌شود. در این شاخص، به هر خانواده که کمترین مقاومت را در برابر آلودگی آب داشته باشد، بیشترین امتیاز اختصاص می‌یابد. فرمول محاسبه آن بدین صورت

جدول ۳- طبقه‌بندی سلامت اکولوژیکی آب بر اساس شاخص $BMWP/ASPT$

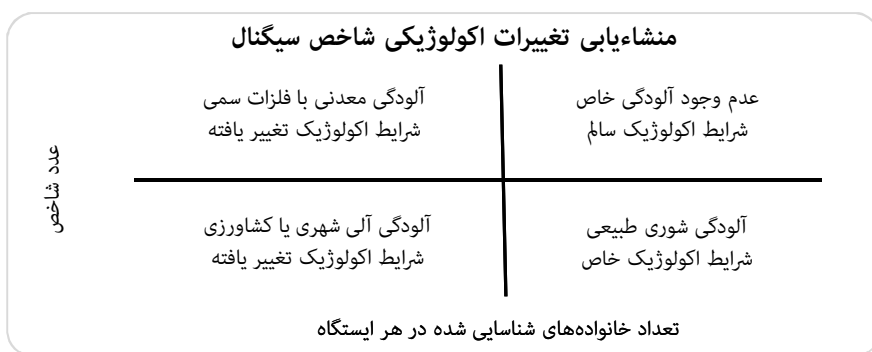
طبقه	عدد شاخص	کیفیت آب
۱	$6 <$	آب‌های تمیز
۲	$6-5$	آب‌های با کیفیت مشکوک به آلودگی
۳	$5-4$	آب‌های با احتمال آلودگی متوسط
۴	$4 >$	آب‌های با آلودگی شدید

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

ب. شاخص‌های چند معیاره که امروزه ابزار مهمی برای ارزیابی کیفیت اکوسیستم‌های آبی هستند. این شاخص‌ها، انعطاف‌پذیر بوده و ابزارهای قوی و حساسی می‌باشند که به راحتی می‌توانند برای ارزیابی کیفیت آب مورد استفاده قرار گرفته و غالباً توانایی تمایز میان تغییرات طبیعی و انسانی دارند. شاخص‌های چند معیاره ماکروبتوزها مورد استفاده در مباحث اکولوژیکی عبارتند از:

جدول ۴- پارامتر وزنی و طبقه‌بندی سلامت اکولوژیکی آب برای محاسبه شاخص زیستی SIGNAL و طبقات آن.

طبقه	پارامتر وزنی	تعداد نمونه	عدد شاخص	کیفیت آب
۱	۱	۱-۲	> 7	عالی
۲	۲	۳-۵	$6-7$	آب تمیز
۳	۳	۶-۱۰	$5-6$	آلودگی کم
۴	۴	۱۱-۲۰	$4-5$	آلودگی متوسط
۵	۵	> 20	< 4	آلودگی شدید



شکل ۱- تعیین منشاء تغییرات با کمک شاخص سیگنال.

شاخص MBI^۲: این شاخص امریکایی برای اندازه‌گیری تنوع، فراوانی و ساختار جامعه ماکروبتوزها که می‌تواند برای سلامت اکولوژیک رودخانه مورد استفاده قرار گیرد، کاربرد دارد. در این شاخص میزان مقاومت خانواده‌ها نسبت به آلودگی از صفر (بسیار حساس) تا ۱۱ (بسیار مقاوم) طبقه‌بندی می‌شود (جدول ۵). روش محاسبه شاخص مذکور دقیقاً شبیه شاخص هیلسنهوف است با این تفاوت که ارزش عددی هر خانواده متفاوت است (فیزیاتریک و همکاران، ۲۰۰۴).

شاخص SIGNAL^۱ استرالیا: شاخص زیستی سیگنال توسط Chessman در سال ۱۹۹۵ برای ارزیابی سلامت آب در استرالیا تعیین گردید (چسمن، ۲۰۰۳). شاخص مذکور، کیفیت آب را از ۱ (مقاوم به آلودگی) تا ۱۰ (حساسیت به آلودگی) ارزیابی می‌کند و به هر خانواده براساس حساسیت آن به آلودگی، امتیازی بین صفر تا ده می‌دهد. هرچه امتیاز خانواده بیشتر باشد، حساسیت خانواده به آلودگی بیشتر است.

جدول ۵- طبقه‌بندی سلامت اکولوژیکی آب‌ها با استفاده از شاخص MBI.

شاخص MBI	طبقه‌بندی کیفیت آب
< ۴/۳۶	عالی
۴/۳۶-۵	خوب
۵/۰۱-۵/۷	متوسط
۵/۷۱-۶/۲۵	ضعیف
> ۶/۲۵	خیلی ضعیف

می‌شود. بسته به تعداد گروه‌ها و خانواده‌های کلیدی، محدوده شاخص از صفر برای آب آلوده تا ۱۵ برای آب پاک تغییر می‌کند. برای محاسبه این شاخص به هر یک از گروه‌های موجود در نمونه با توجه به جدول ۶ امتیازی اختصاص می‌یابد و از جمع کل نمره‌های موجود، عدد شاخص که بیانگر طبقات سلامت کیفیت

شاخص TBI (Trent Biotic Index): این شاخص برای ارزیابی اکولوژیک در انگلستان معرفی و با توجه به حضور ۶ خانواده کلیدی از ماکروبتوزها و تعداد گروه‌های معرف موجود در هر ایستگاه تعیین

1- Stream Invertebrate Grade Number Average Level
2- Macroinvertebrate Biotic Index

پایش آب بلژیک نیز تأیید گردیده است. در این روش، ماکروبتوزها در سطح خانواده و یا در صورت امکان جنس شناسایی می‌شوند. محاسبه این شاخص شبیه شاخص TBI است (تریست و همکاران، ۲۰۰۱) و طبقه‌بندی کیفیت آب و جدول محاسبه شاخص مذکور به ترتیب در جدول‌های ۷ و ۸ آمده است.

اکولوژیکی آب است، به دست می‌آید (جدول ۶) (سمنچنکو و موروز، ۲۰۰۵).

شاخص BBI (Belgium Biotic Index): روش BBI یک روش استاندارد برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه‌ها بر اساس جامعه ماکروبتوزها در بلژیک بود که به عنوان یک روش استاندارد توسط موسسه

جدول ۷- طبقه‌بندی سلامت اکولوژیکی آب بر اساس شاخص BBI.

کلاس	شاخص BBI	ارزیابی کیفیت آب	شاخص TBI	کیفیت آب
۱	۹-۱۰	پاکیزه	۱۰-۱۵	بسیار تمیز
۲	۷-۸	کمی آلوده	۹-۱۰	تمیز
۳	۵-۶	آلودگی متوسط	۸-۹	نسبتاً تمیز
۴	۳-۴	آلوده	۶-۷	مشکوک
۵	۰-۲	بسیار آلوده	۳-۵	آلوده

جدول ۶- محاسبه شاخص زیستی TBI.

راسته‌های شاخص	تعداد کل افراد خانواده‌های حاضر										
		۰-۱	۲-۵	۶-۱۰	۱۱-۱۵	۱۶-۲۰	۲۱-۲۵	۲۶-۳۰	۳۱-۳۵	۳۶-۴۰	> ۴۰
Plecoptera	بیش از یک گونه	-	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	۱۳	۱۴	۱۵
	تنها یک گونه	-	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	۱۳	۱۴
Ephemeroptera	بیش از یک گونه	-	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	۱۳	۱۴
	تنها یک گونه	-	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	۱۳
Trichoptera	بیش از یک گونه	-	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	۱۳
	تنها یک گونه	۴	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲
Gammarus	عدم حضور گونه‌های بالا	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲
Asellus	عدم حضور گونه‌های بالا	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱
Tubificid	عدم حضور گونه‌های بالا	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰
عدم حضور گونه‌های بالا	بیشتر گونه‌های حاضر، نیازی به اکسیژن محلول ندارند	۰	۱	۲	-	-	-	-	-	-	-

جدول ۸- جدول استاندارد برای محاسبه شاخص BBI

گروه‌های شاخص	تعداد خانواده‌ها	تعداد کل افراد خانواده‌ها				
		۰-۱	۲-۵	۶-۱۰	۱۱-۱۵	> ۱۶
		عدد شاخص زیستی				
Plecoptera, Heptagenidae	≥۲	-	۷	۸	۹	۱۰
	۱	۵	۶	۷	۸	۹
Cased Trichoptera	≥۲	-	۶	۷	۸	۹
	۱	۵	۵	۶	۷	۸
Ancylidae, Ephemeroptera (exc. Ecdyonuridae)	≥۲	-	۵	۶	۷	۸
	۱	۳	۴	۵	۶	۷
Aphelocheirus, Odonata Gammaridae, Mollusca (exc Sphaeriida)	≥۱	۳	۴	۵	۶	۷
Asellidae, Hirudinea, Sphaeriidae, Hemiptera (exc. Aphelocheirus)	≥۱	۲	۳	۴	۵	-
Tubificidae, Chironomus thummi -plumosu	≥۱	۱	۲	۳	-	-
Syrphidae – Eristalinae	≥۱	۰	۱	۱	-	-

می‌شود (کنن، ۱۹۹۹). در این شاخص ۵ معیار به شرح جدول ۹ وجود دارند؛ همچنین طبقه‌بندی سلامت اکولوژیکی آب‌ها با استفاده از شاخص مذکور در جدول ۱۰ بیان شده است.

شاخص اکولوژیکی نیوجرسی (New Jersey Impairment Score): اختلال‌های اکولوژیکی ماکروبتوزها در هر ایستگاه با ایستگاه‌های شاهد توسط شاخص NJIS که اولین بار در ایالت نیوجرسی آمریکا به‌کار رفت، به‌صورت زیر مشخص

جدول ۹- معیار رتبه‌دهی معیارها برای محاسبه شاخص NJIS

ردیف	معیارهای شاخص/ اعداد متناسب	۶	۳	۰
۱	غنای گونه‌ها (کل خانواده‌ها)	> ۵	۳-۵	۰-۲
۲	شاخص EPT	> ۵	۳-۵	۰-۲
۳	درصد غالبیت سیمپسون	> ۲۰	۱۰-۲۰	< ۱۰
۴	%EPT	> ۳۵	۱۰-۳۵	< ۱۰
۵	شاخص زیستی اصلاح شده در سطح خانواده (FBI)	< ۵	۵-۷	> ۷

جدول ۱۰- طبقه‌بندی سلامت اکولوژیکی آب‌ها با استفاده از شاخص NJIS

عدد شاخص	تحلیل اکولوژیکی عدد شاخص
۲۴-۳۰	بدون تغییر قابل ذکر
۹-۲۱	تغییر به‌صورت متوسط وجود دارد. در واقع عدد به‌دست آمده نشان‌دهنده وجود برخی فعالیت‌های انسانی در بالادست است.
۰-۶	تعادل طبیعی اکولوژیکی بین ماکروبتوزها با شرایط استاندارد فاصله‌ی زیادی دارد.

که شامل غنای گونه‌ها، مقدار عددی EPT، تعداد گونه‌های حساس دیگر، شاخص تنوع شانون- وینر و عدد مقاومت متوسط می‌باشد (گابریل و همکاران، ۲۰۱۰) (جدول ۱۱).

شاخص MMIF (Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders):

شاخص MMIF برای ارزیابی وضعیت اکولوژیک آب‌های سطحی در اروپا ایجاد شد. این شاخص، یک سیستم چند معیاره بر اساس ۵ شاخص وزن‌دار است

جدول ۱۱- معیارهای مورد محاسبه در شاخص MMIF.

شماره	علامت	نام	روش محاسبه
۱	TAX	غنای گونه	تعداد کل گونه‌های حاضر
۲	EPT	تعداد گونه‌های EPT	تعداد EPT های حاضر
۳	NST	تعداد گونه‌های حساس	تعداد گونه‌هایی با عدد مقاومت بیشتر از ۵، غیر از EPT
۴	SWD	تنوع شانون- وینر	-
۵	MTS	عدد مقاومت متوسط	میانگین اعداد مقاومت تمام گونه‌های حاضر

اکولوژیکی بسیار خوب) توصیف می‌گردد (جدول ۱۲).

برای محاسبه شاخص MMIF، مجموع امتیاز هر ۵ معیار بر عدد ۲۰ تقسیم شده و نهایتاً با اعداد صفر (کیفیت اکولوژیکی بسیار ضعیف) تا یک (کیفیت

جدول ۱۲- طبقه‌بندی سلامت اکولوژیکی آب‌ها با استفاده از شاخص MMIF

طبقه	عدد نهایی به‌دست آمده	ارزیابی اکولوژیکی
۱	۰/۹۰-۱/۰	خیلی خوب
۲	۰/۷۰-۰/۸۹	خوب
۳	۰/۵۰-۰/۶۹	متوسط
۴	۰/۳۰-۰/۴۹	ضعیف
۵	۰-۰/۲۹	بد

نمرات به‌دست می‌آید و طبقات کیفیت آب بر حسب نمره نهایی تعیین می‌شود (مبان و همکاران، ۲۰۰۳). لیست معیارهای مورد استفاده در این شاخص نیز به شرح زیر می‌باشد:

۱- غنای گونه‌ها: غنای گونه‌ها معادل تعداد کل گونه‌های موجود در ایستگاه است.

۲- عدد شاخص EPT

شاخص یکپارچگی زیستی IBI (Integrity Biotic Index):

شاخص یکپارچگی زیستی IBI برای ارزیابی کمی کیفیت اکولوژیک منابع آبی به‌کار می‌رود و جهت یکپارچه‌سازی اطلاعات مختلف، معیارهای اکولوژیکی به‌صورت ارزش عددی که نشان‌دهنده رتبه‌بندی کیفیت رودخانه‌ها، دریاچه و غیره هستند، محاسبه و بیان می‌شود. در این روش به هر معیار مطابق جدول زیر نمرات ۱، ۳ و ۵ داده می‌شود. نمره نهایی شاخص در نهایت از میانگین

۷- شاخص زیستی Beck: تقریب وزنی گونه‌های حساس را نشان می‌دهد که از فرمول زیر محاسبه شد:

$$3 \div [(تعداد گونه‌های کلاس ۲) + (۲ \times تعداد)]$$

گونه‌های حساس کلاس ۱) Beck's Biotic =
در این شاخص گونه‌های طبقه یک ارزش مقاومتی صفر تا یک و گونه‌های طبقه ۲ ارزش مقاومتی ۲ تا ۴ دارند (جدول‌های ۱۳ و ۱۴)

۳- خانواده Ephemeroptera: تعداد کل افراد خانواده‌های شناسایی شده از این راسته را شامل می‌شود.

۴- خانواده Diptera: تعداد کل افراد خانواده‌های شناسایی شده از این راسته را در بر می‌گیرد.

۵- Ephemeroptera %: درصد نسبی از این راسته در نمونه کیفیت خوب آب را نشان می‌دهد.

۶- خانواده‌های نابردبار یا حساس: تعداد خانواده‌های حساس در نمونه که عدد مقاومت صفر تا ۳ را بر مبنای شاخص هیلسنهوف دارند، شامل می‌شود.

جدول ۱۳- محاسبه شاخص زیستی IBI برای ماکروبتوزها.

ردیف	نام معیار	نمره		
		۱	۳	۵
۱	تعداد خانواده	۹ >	۹-۱۴	۱۴ <
۲	شاخص EPT	۴ >	۴-۱۰	۱۰ <
۳	خانواده Ephemeroptera	۲ >	۲-۳	۳ <
۴	خانواده Diptera	۲ >	۲-۳	۳ <
۵	% Ephemeroptera	۵/۷ >	۵/۷-۲۰/۳	۲۰/۳ <
۶	خانواده‌های نابردبار	۴ >	۴-۸	۸ <
۷	شاخص زیستی Beck	۸ >	۸-۱۲/۵	۱۲/۵ <

جدول ۱۴- طبقه‌بندی سلامت اکولوژیکی آب‌ها با استفاده از شاخص IBI.

ردیف	عدد شاخص IBI	تحلیل اکولوژیکی
۱	۴-۵	خوب
۲	۳-۳/۹	نسبتاً خوب
۳	۲-۲/۹	ضعیف
۴	۱-۱/۹	بسیار ضعیف

اکولوژیک دنیا، برگرفته از همین دستورالعمل است که در ۱۱ فصل به بیان کامل روش ارزیابی اکوسیستم‌های رودخانه‌ها از ابتدا (تعیین ایستگاه‌ها و نمونه‌برداری‌ها) تا انتها (تجزیه و تحلیل‌های آماری و نگارش) با استفاده از ماکروبتوزها پرداخته و به راحتی از طریق وب سایت اینترنتی آن قابل دریافت است. این شاخص شامل ۷ مؤلفه اصلی است که مقادیر عددی

شاخص یکپارچگی اکولوژیک سازمان محیط زیست آمریکا (RBP II -IBI): دستورالعمل ارزیابی زیستی سازمان محیط زیست آمریکا، مهمترین دستورالعمل علمی موجود در آمریکا است که برای اهداف ارزیابی‌های اکولوژیکی استفاده می‌شود و در اکثر قریب به اتفاق مقالات و منابع علمی به آن اشاره شده است. مؤلفه‌های اصلی اکثر شاخص‌های

انها به سه طبقه تقسیم می‌شوند (واتر، ۱۹۹۹). در اکوسیستم را به چهار گروه تقسیم می‌کند (جدول‌های مرحله بعد، میانگین عددی مؤلفه‌های مذکور، وضعیت ۱۵ و ۱۶)

جدول ۱۵- مؤلفه‌های محاسبه شاخص RBP-IBI.

ردیف	نام مؤلفه/ عدد طبقه	۵	۳	۱
۱	تعداد افراد خانواده	> ۲۵	۲۰-۲۵	< ۲۰
۲	تعداد افراد EPT	> ۱۵۰	۲۵-۱۵۰	< ۲۵
۳	درصد تعداد افراد EPT به کل	> ۷۰	۲۰-۷۰	< ۲۰
۴	تعداد افراد Ephemerelellidae	> ۵	۳-۵	< ۳
۵	تعداد افراد Capniidae	> ۱۰	۵-۱۰	< ۵
۶	تعداد افراد Tabanidae	> ۳	۲-۳	< ۲
۷	تقریب وزنی (Beck)	< ۸	۸-۱۲	> ۱۲

جدول ۱۶- طبقه‌بندی سلامت اکولوژیکی آب‌ها با استفاده از شاخص RBP-IBI.

شاخص	وضعیت اکولوژیکی	توضیحات
۴-۵	طبیعی	ترکیب جمعیتی و ساختار اکولوژیکی موجودات طبیعی است.
۲/۵-۴	کمترین نگرانی	برخی فعالیت‌های انسانی یا طبیعی اخیراً موجب برخی تغییراتی در جوامع ماکروبتوزها شده است.
۱-۲/۵	قابل کنترل	اکوسیستم به تغییرات موجود پاسخ داده و نیاز به کنترل دارد.
< ۱	نیاز به حفاظت	حفاظت جدی برای بازسازی اکوسیستم نیاز است.

است، استفاده می‌شود
<https://www.ufz.de/index.php?en=38122#software>
 براساس عدد این شاخص و مطابق با قانون حفاظت آب اتحادیه اروپا، ایستگاه‌ها به ۵ طبقه به صورت جدول ۱۷ طبقه‌بندی می‌شوند:

شاخص SPEAR Pesticides (Species At Risk)

(Risk): شاخص SPEAR شاخصی است که براساس ساختار جمعیت ماکروبتوزها حاضر در ایستگاه و میزان تقریبی آفت‌کش‌های مصرفی، طبقات کیفی آب را تعیین می‌کند. برای محاسبه این شاخص از نرم‌افزار اکولوژیکی خاص آن که به صورت رایگان در دسترس

جدول ۱۷: طبقه‌بندی ایستگاه‌ها براساس شاخص SPEAR.

ردیف	عدد	طبقه	تحلیل اکولوژیکی
۱	> ۸۰	بدون استرس (مطلوب)	ایستگاه‌های این گروه تحت تأثیر آفت‌کش‌ها نیستند. این ایستگاه می‌تواند به عنوان ایستگاه شاهد در نظر گرفته شوند و ساختار جمعیتی ماکروبتوزها طبیعی است.
۲	۸۰-۶۵	استرس کم	نفوذ آفت‌کش‌ها به این ایستگاه‌ها قابل تشخیص است. ساختار طبیعی ماکروبتوزها در حال تغییر بوده گرچه میزان وجود این مواد براحتی قابل کنترل و ساختار اکولوژیکی اکوسیستم نیز براحتی قابل احیا هستند.
۳	۶۵-۵۰	استرس متوسط (برگشت‌پذیر)	میزان قابل توجهی از نفوذ آفت‌کش‌ها باعث تغییرات اساسی در ساختار موجودات مذکور شده است. هر چند این ایستگاه‌ها نیز قابل برگشت به حالت اولیه هستند ولی نیاز به توجه بیشتری در ورود مواد آفت‌کش به اکوسیستم است.
۴	۵۰-۳۵	استرس زیاد (تغییرات زیاد)	نفوذ آفت‌کش‌ها به این ایستگاه به قدری زیاد است که کنترل آن، اصلاح ساختار جمعیتی ماکروبتوزها و برگرداندن تعادل اکولوژیکی لازم برای اکوسیستم نیازمند اقدام فوری و تا حدودی زمان‌بر است.
۵	< ۵۰	تغییر یافته	میزان ورود آفت‌کش باید به صورت جدی تحت کنترل قرار گیرد. ساختار جمعیتی، ترکیب گونه و فراوانی موجودات مورد مطالعه در این ایستگاه‌ها با ایستگاه شاهد به شدت تغییر کرده است.

از پارامترهای مذکور با فرمول $X_m = \frac{x-m}{M-m}$ که در آن X_m مقدار عددی نرمال شده، x مقدار عددی ایستگاه موردنظر، m کمترین مقدار عددی در همه ایستگاه‌های مورد مطالعه، M بیشترین مقدار عددی موجود در ایستگاه‌های مورد مطالعه است و به صورت دامنه عددی ۰ تا ۱ منظم می‌شوند. در نهایت میانگین عددی به دست آمده از صفر تا یک متغیر است که هر عدد نشان‌دهنده طبقه کیفیت اکولوژیک ایستگاه است (جدول ۱۸).

شاخص نسبت کیفی اکولوژیک (Ecological

Quality Ration): شاخص نسبت کیفی اکولوژیک (EQR)، از جدیدترین شاخص‌های چند معیاره در سال ۲۰۱۴ است که براساس ۱۸ پارامتر اکولوژیکی ماکروبتوزها به ارزیابی یکپارچگی اکولوژیکی رودخانه می‌پردازد (نگیبون و همکاران، ۲۰۱۴؛ اعظمی و همکاران، ۲۰۱۵b). این پارامترها در چهار گروه ترکیب، فراوانی، تنوع و دامنه تحمل به تغییرات طبقه‌بندی می‌شوند. در گام بعد، مقادیر عددی هر یک

جدول ۱۸- طبقات اکولوژیکی شاخص EQR.

ردیف	دامنه امتیاز	طبقه	توصیف
۱	۰/۸۱-۱/۰۰	خیلی خوب	ایستگاه، وضعیت طبیعی دارد و می‌تواند به‌عنوان ایستگاه شاهد برای سایرین باشد.
۲	۰/۶۱-۰/۸۰	خوب	اخیراً فعالیت طبیعی یا انسانی موجب تغییرات برگشت‌پذیری در ایستگاه شدند.
۳	۰/۴۱-۰/۶۰	متوسط	برخی روابط اکولوژیکی جوامع زنده به‌خاطر تشدید فعالیت‌های غالباً انسانی بهم خوردند.
۴	۰/۲۱-۰/۴۰	بد	نیازمند بازسازی، برنامه‌ریزی در جهت کاهش فوری آثار است.
۵	< ۰/۲۱	خیلی بد	بازسازی و احیا اکولوژیکی در این دسته نیاز به زمان طولانی و حذف فعالیت‌های انسانی دارد.

را در رودخانه دارد. در ادامه جهت مقایسات آماری چند متغیره ابتدا تعداد افراد همه خانواده‌های شناسایی شده مطابق فرمول لگاریتمی $\log(x+1)$ تغییر خواهند کرد. نهایتاً برای مقایسه شاخص‌های مختلف در ایستگاه‌ها ارزش عددی هر کدام از شاخص‌ها براساس عدد $100 \times \frac{x-m}{M-m}$ مطابق فرمول استاندارد خواهند شد. برای تحلیل ارتباط گونه‌ها با متغیرهای فیزیکی، شیمیایی و زیستگاهی از تحلیل تطبیقی متعارف^۱ در نرم‌افزار R و بسته نرم‌افزاری وگان استفاده می‌شود و گروه‌بندی موجودات زنده مورد بررسی (بزرگ بی‌مهرگان آبی و ماهیان) برای تحلیل گروه‌های اکولوژیک نیز با تحلیل خوشه (CA) انجام می‌گیرد. تحلیل تطبیقی متعارف، جدیدترین روش گروه‌بندی و تحلیل ارتباط گونه‌ها با عوامل

روش تجزیه و تحلیل‌های آماری در مطالعات

سلامت اکولوژیک آب‌ها: روش‌های مختلفی برای تجزیه و تحلیل‌های آماری داده‌های اکولوژیک وجود دارد که در اینجا روش تجزیه و تحلیل آماری مناسب با نرم‌افزارهای Excel, SPSS, PAST و R (Vegan- package) بیان می‌شود. ابتدا نرمال بودن یا نبودن داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov test) یا آزمون شاپیرو-ویلک (Shapiro-Wilk test) آزمون می‌گردد. در صورت نرمال بودن از آزمون t مستقل و در صورت نرمال نبودن از آزمون Mann-Whitney U جهت مقایسه ایستگاه‌های آلوده و غیرآلوده استفاده می‌شود. منظور از ایستگاه غیرآلوده یا شاهد (استاندارد) ایستگاهی است که فاقد هر نوع تغییر اکولوژیکی است یا کمترین میزان تغییرات اکولوژیک

1- Canonical Correspondence Analysis-CCA

ردیف و نام و مقدار عددی پارامترهای سنجش شده در ستون صفحه باشد، ذخیره می‌شود. متناظر با همان، مقادیر کمی تعداد ماکروبتوزهای استاندارد شده با فرمول مذکور در بالا، در صفحه جداگانه مرتب و به صورت فایل CSV. ذخیره می‌شود. سپس نرم‌افزار آماری R که رایگان است، از وبسایت مربوطه دانلود و بسته نرم‌افزاری Vegan نیز دانلود و افزوده می‌شود. در نهایت از طریق دستور نرم‌افزاری زیر فایل‌ها فراخوان و آزمون آماری مربوطه انجام می‌گردد. همچنین از تحلیل تطبیقی قوس‌گیری شده^۱ که روش همبستگی چندمتغیره قوس‌گیری شده است؛ برای تحلیل روابط گونه‌ها با همدیگر استفاده می‌شود.

read.table("نام فایل موردنظر/ درایو ذخیره شده داده‌ها")

header=TRUE, sep=",")

read.table("نام فایل مذکور/ درایو ذخیره شده داده‌ها")

header=TRUE, sep=",")

vare.cca<-cca(taxa,env)

summary (vare.cca)

plot (vare.cca)

جمعیتی و اکولوژیکی ماکروبتوزها و مدل‌های رایانه‌ای، تعیین شاخص خاص اکولوژیکی برای پایش و طبقه‌بندی سلامت اکولوژیکی آب‌ها توسط ماکروبتوزها با توجه به شرایط طبیعی ایران، بومی‌سازی و سنجش کاربردپذیری شاخص‌های زیستگاهی (Habitat Indices) و تدوین دستورالعمل‌های بومی ارزیابی سریع زیستی با استفاده از موجودات شاخص اکوسیستم‌ها همچون ماکروبتوزها از مهمترین پیشنهادات پژوهشی است در حالی که آموزش علمی و عملی آثار تخریب کاربری‌های فعال انسانی بر وضعیت یکپارچگی اکولوژیک رودخانه‌ها به مدیران و مردم، اجرای دقیق سیستم‌های بسته گردش آب در کاربری‌های آلاینده صنعتی و تولیدی خصوصاً کارگاه‌های شن و ماسه

محیطی است؛ که در آن از آزمون‌های رگرسیونی و همبستگی به صورت هم‌زمان بهره گرفته می‌شود و می‌تواند به راحتی روابط گونه‌ها، پارامترهای محیطی، ایستگاه‌ها و گرادیان‌های مؤثر بر هرکدام را نشان دهد. امروزه، فرایند CCA تنها گروه‌بندی مستقیمی است که هم‌زمان از رگرسیون و همبستگی‌های چندگانه استفاده می‌کند. جهت انجام آزمون CCA، ابتدا دو ماتریس شامل ماتریس پارامترهای غیرزیستی (همچون ۱۲ پارامتر کیفی آب شامل اکسیژن محلول، تقاضای زیستی اکسیژن، اسیدیته، نیترات، فسفات، دما، کلی‌فرم، کدورت، جامدات محلول، هدایت الکتریکی) را در یک صفحه اکسل به صورتی که ایستگاه‌ها در

نتیجه‌گیری نهایی و پیشنهادات

امروزه استفاده از اطلاعات زیستی ماکروبتوزها به صورت گسترده جهت ارزیابی‌ها در منابع آبی دنیا استفاده می‌شود؛ حتی برای بررسی آثار اکولوژیکی تغییرات اقلیمی نیز استفاده شده است (دانشور و همکاران، ۲۰۱۶)، در حالی که مطالعات در منابع آبی ایران با توجه به بحران پیشروی آب و کمبود اطلاعات مدیریتی نه تنها لازم بوده بلکه باید در اولویت تحقیقات قرار گیرد. لذا معرفی و بررسی میزان کارایی خصوصیات اکولوژیکی ماکروبتوزها (Traits) در اکوسیستم‌های آب‌های ایران، بیان روش‌های تعیین منشا آلاینده (Source Determination) با توجه به تغییرات ساختار

(شن‌شویی)، مدیریت یکپارچه اکوسیستم‌های رودخانه توسط فرد یا گروه متخصص اکولوژیست در چارچوب زمانی مشخص و ضرورت برخورد جدی‌تر قانون با واحدهای آلاینده در رودخانه با توجه به محدودیت واقعی منابع آبی در ایران از مهمترین پیشنهادات اجرایی این مطالعه است.

منابع

1. Aazami, J., Esmaili-Sari, A., Abdoli, A., Sohrabi, H., and Van den Brink, P.J. 2015a. Monitoring and assessment of water health quality in the Tajan River, Iran using physicochemical, fish and macroinvertebrates indices. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 13, 29.
2. Aazami, J., Esmaili-Sari, A., Abdoli, A., Sohrabi, H., and Van den Brink, P.J. 2016. Ecological Integrity Assessment of Tajan River, Iran using physicochemical, fish and macroinvertebrates indices. PhD Dissertation Database, Tarbiat Modares University, 190.
3. Aazami, J., Sari, A.E., Abdoli, A., Sohrabi, H., and Brink, P.J. 2015b. Assessment of ecological quality of the Tajan River in Iran using a multimetric macroinvertebrate index and species traits. *Environmental management*, 56: 260-269.
4. Bailey, B.C., Norris, R.H., and Reynoldson, T.B. 2004. Bioassessment of freshwater ecosystems. *Bioassessment of Freshwater Ecosystems*. Springer.
5. Buss, D.F., Carlisle, D.M., Chon, T.-S., Culp, J., Harding, J.S., Keizer-Vlek, H.E., Robinson, W.A., Strachan, S., Thirion, C., and Hughes, R.M. 2015. Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. *Environmental monitoring and assessment*, 187: 4132.
6. Carew, M.E., Pettigrove, V.J., Metzeling, L., and Hoffmann, A.A. 2013. Environmental monitoring using next generation sequencing: rapid identification of macroinvertebrate bioindicator species. *Frontiers in zoology*, 10, 45.
7. Chessman, B.C. 2003. New sensitivity grades for Australian river macroinvertebrates. *Marine and Freshwater Research*, 54: 95-103.
8. Cota, L., Goulart, M., Moreno, P., and Callisto, M. 2003. Rapid assessment of river water quality using an adapted BMWP index: a practical tool to evaluate ecosystem health. *Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen*, 28.
9. Daneshvar, F., Nejadhashemi, A.P., Herman, M.R., and Abouali, M. 2016. Response of benthic macroinvertebrate communities to climate change. *Ecohydrology and Hydrobiology*.
10. Fitzpatrick, F.A., Harris, M.A., Arnold, T.L., and Richards, K.D. 2004. Urbanization influences on aquatic communities in northeastern Illinois streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 40: 461-475.
11. Gabriels, W., Lock, K., De Pauw, N., and Goethals, P.L. 2010. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 40: 199-207.
12. Gooderham, J., and Tsyrlin, E. 2002. *The waterbug book: a guide to the freshwater macroinvertebrates of temperate Australia*, Csiro Publishing.
13. Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 65-68.
14. Kennen, J.G. 1999. Relation of macroinvertebrate community impairment to catchment characteristics in New Jersey streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 35: 939-955.
15. Mandaville, S. 2012. Benthic macroinvertebrates in freshwaters: Taxa tolerance values, metrics, and protocols, Citeseer.

16. Mebane, C.A., Maret, T.R., and Hughes, R.M. 2003. An index of biological integrity (IBI) for Pacific Northwest rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132: 239-261.
17. Nguyen, H.H., Everaert, G., Gabriels, W., Hoang, T.H., and Goethals, P.L. 2014. A multimetric macroinvertebrate index for assessing the water quality of the Cau river basin in Vietnam. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 45: 16-23.
18. Oscoz, J., Galicia, D., and Miranda, R. 2011. Identification guide of freshwater macroinvertebrates of Spain, Springer Science and Business Media.
19. Rojas, J.M., and Rios, J.A. 2016. Water Quality Assessment of the Clark Fork River in Montana Using Benthic Macroinvertebrates as Bioindicators.
20. Semenchenko, V., and Moroz, M. 2005. Comparative analysis of biotic indices in the monitoring system of running water in a biospheric reserve. *Water Resources*, 32: 200-203.
21. Sharifinia, M. 2012. Benthic macroinvertebrate distribution in Tajan River using canonical correspondence analysis. *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 10: 181-194.
22. Triest, L., Kaur, P., Heylen, S., and De Pauw, N. 2001. Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe River (Brussels, Belgium). *Aquatic Ecology*, 35: 183-194.
23. Varnosfaderany, M.N., Ebrahimi, E., Mirghaffary, N., and Safyanian, A. 2010. Biological assessment of the Zayandeh Rud River, Iran, using benthic macroinvertebrates. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 40: 226-232.
24. Water, U.S.E.P.A.O.o., Barbour, M.T., Gerritsen, J., Synder, B.D., and Stribling, J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish.

