برآورد شاخص یکپارچگی زیستی جوامع کف‌زی (B-IBI) و کیفیت آب تالاب شادگان با استفاده از جوامع ماکروبنتوزها

حدیث جعفرآقایی[۱]
مریم محمدی روزبهانی[۲*]
عبدالرحمن راسخ[۳]

۱ و ۲. گروه محیط‌زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران.

***مسئول مکاتبات:**
Mmohammadiroozbahani@yahoo.com

کد مقاله: ۱۴۰۰۴۰۹۰۳
تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۶/۰۶
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۱/۱۴
این مقاله پژوهشی است و برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی ارشد است.

چکیده

این پژوهش باهدف ارزیابی کیفیت آب تالاب شادگان با استفاده از شاخص یکپارچگی زیستی جوامع کف زی ماکروبنتوزها (B-IBI) انجام شد. این مطالعه در فصل بهار و تابستان سال ۱۳۹۱ در تالاب شادگان انجام شد. با توجه به منابع ورودی آلاینده و تأثیرگذار بر سلامت اکوسیستم تعداد ۶ ایستگاه انتخاب شد. نمونه‌برداری از رسوبات بستر در ۶ ایستگاه (هر یک با چهار تکرار) با استفاده از گرب پترسون با سطح مقطع ۲۲۵ سانتیمتر مربع انجام شد. از هر ایستگاه سه نمونه رسوب برای جداسازی و شناسایی درشت بی‌مهرگان کف زی، یک نمونه برای آنالیز دانه‌بندی رسوبات و سنجش میزان مواد آلی درون رسوبات برداشت شد. جهت تعیین درصد مواد آلی رسوبات از روش سوختن در کوره الکتریکی و به‌منظور آنالیز دانه‌بندی رسوبات از روش سری الک‌های استاندارد استفاده شد. پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب مانند دما، اکسیژن محلول، شوری،pH و هدایت الکتریکی با سه بار تکرار در هر مرحله از نمونه‌برداری انجام گرفت. در طول دو فصل نمونه‌برداری جمعاً ۱۶ گونه از ۵ رده جانوری ماکروبنتوزها شناسایی و شمارش شد. بیشترین درصد فراوانی مربوط به رده شکم پایان (۹۳/۷۹ درصد) و پس‌ازآن رده دوکفه‌ای‌ها (۵/۳۵ درصد) در هر دو فصل بود. در این مطالعه از شاخص یکپارچگی زیستی جوامع کف زی (B-IBI) ده معیاره استفاده شد. نتایج آنالیز آماری شاخص B-IBI نشان می‌دهد که در فصل بهار ایستگاه ۴ با سایر ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری داشت ($P<۰/۰۵$). مقایسه میانگین شاخص B-IBI در دو فصل موردمطالعه اختلاف معنی‌داری را نشان داد ($P<۰/۰۵$). بر اساس نتایج شاخص B-IBI، کیفیت آب ایستگاه‌های موردنظر در دو فصل بهار و تابستان در طبقه کیفی آسیب‌دیدگی زیاد قرار گرفت. درنهایت نتایج این پژوهش نشان داد که تالاب شادگان تحت تأثیر آلودگی‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی بوده است. لذا به نظر می‌رسد اعمال قوانین مدیریتی منسجم و آموزش صحیح مردم منطقه می‌تواند تا حد زیادی در بهبود وضعیت این تالاب مؤثر باشد.

واژگان کلیدی: تالاب شادگان، بی‌مهرگان کف زی، کیفیت آب، شاخص یکپارچگی زیستی جوامع کف زی (B-IBI).

مقدمه

در حال حاضر ارزیابی سلامت اکوسیستم یک عامل اساسی در حفاظت و پایش اکوسیستم‌ها است (Sasikala *et al*., 2017). امروزه استفاده از اطلاعات زیستی ماکروبنتوزها به‌صورت گسترده جهت ارزیابی‌ها در منابع آبی دنیا استفاده می‌شود، حتی برای بررسی آثار اکولوژیکی تغییرات اقلیمی نیز استفاده‌شده است (Daneshvar *et al*., 2016)، درحالی‌که مطالعات در منابع آبی ایران با توجه به بحران پیشروی آب و کمبود اطلاعات مدیریتی نه‌تنها لازم بوده بلکه باید در اولویت تحقیقات قرار گیرد. بی‌مهرگان کف زی موثرترین اجزای بیولوژیکی رودخانه‌ها می‌باشند که با استفاده از ترکیب جمعیتشان و استناد به گروه‌های شاخص، شرایط کیفی آب‌ها را مشخص می‌کنند. استفاده از بی‌مهرگان کف زی بر این اصل استوار است که در مناطقی با فشار آلودگی، تنوع گروه‌های حساس به آلودگی نسبت به گروه‌های مقاوم به آلودگی کمتر می‌باشد. اجتماعات

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]

کف زی وضعیت عمومی محیط را در یک دوره طولانی از زمان منعکس می‌نمایند و بدون شک بهترین شاخص برای تشخیص سلامت و کیفیت محیط آبی هستند (Dizhu and Chang, 2008). استفاده از ویژگی‌های شیمیایی آب برای تعیین وضعیت اکوسیستم‌های آبی به‌منزله عکس از محیط است و فقط قادر است ویژگی همان لحظه را نشان دهد درحالی‌که پایش زیستی مانند تهیه فیلم از محیط، تمام وقایع را با جزییات ثبت می‌کند (اعظمی و همکاران، ۱۳۹۸). لازمه تعیین آلودگی یک محیط آبی، در دست داشتن اطلاعات فیزیکی، شیمیایی و زیستی آن محیط است، این اطلاعات مکمل یکدیگر بوده و وجود همه آن‌ها برای تجزیه‌وتحلیل‌های صحیح، ضروری است. در این میان، بهترین گروه موجودات ساکن در اکوسیستم‌های آبی که برای ارزیابی شرایط آن استفاده می‌شوند، ماهیان و ماکروبنتوزها هستند (عبدلی و همکاران، ۱۳۹۸). رابطه بین جوامع ماکروبنتوز و اثر آلودگی بر آن‌ها در مطالعات متعدد بیان‌شده است (Saundres *et al*., 2007). طبق مطالعه طباطبایی و همکاران (۱۳۸۸) خورهای موسی و غنام حجم عظیمی از آلاینده‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی را دریافت می‌کند که این آلاینده‌ها موجب حذف گونه‌های حساس و حضور فراوان گونه‌های مقاوم در این مناطق می‌شود. با توجه به اینکه گونه‌های مقاوم در این مناطق کم‌تحرک و وابسته به بستر هستند بنابراین می‌توان از آن‌ها به عنوان شاخص‌های زیست‌محیطی بحران‌ها و پایش اثرات آلودگی‌ها استفاده کرد. طبق تحقیق Saunders و همکاران (۲۰۰۷)، افزایش آلودگی باعث کاهش تنوع و فراوانی گونه‌های درشت بی‌مهرگان کف زی می‌شود، در این صورت در این مناطق آلوده، گونه‌های فرصت‌طلب که شاخصی برای بیان آلودگی هستند غالب می‌شوند. بزرگ بی‌مهرگان کف زی از طریق تغییر در تنوع یا تراکم خود اثرات ناشی از آلودگی‌های محیطی را نشان می‌دهند، به همین دلیل، در سال‌های اخیر در مطالعات پایش زیستی بیشتر موردتوجه قرارگرفته‌اند (Wlosarska, Weslawski and 2001). ماکروبنتوزها به دلیل تنوع و غنای گونه‌ای بالا، ساکن بودن، شناسایی آسان در سطح خانواده نسبت به جوامع پریفیتون، نمونه‌برداری آسان و چرخه زندگی طولانی، بیش از دیگر جانداران آبزی در ارزیابی بوم‌شناختی اکوسیستم‌های موردتوجه قرار می‌گیرند (Balderas *et al*., 2016). آن‌ها مقاومت متفاوتی نسبت به آلودگی‌ها از خود نشان می‌دهند و قادر هستند اثرات زیست‌محیطی پنهان را منعکس کنند. به این دلیل بی‌مهرگان کف زی به عنوان بهترین نشانگر تغییرات کیفی و سلامت منابع آبی تلقی می‌شوند و وسیع‌ترین گروه ارگانیسم‌هایی هستند که شرایط اکوسیستم‌های آبی را ارزیابی می‌کنند (Ojija *et al*., 2017). عوامل متفاوتی بر تراکم، پراکنش و تنوع درشت بی‌مهرگان کف زی دخیل هستند که ازجمله می‌توان به ساختار بستر و میزان مواد آلی موجود در بستر، دما، شوری، اکسیژن محلول و pH و آلودگی محیط‌زیست اشاره نمود (صائب و همکاران، ۱۳۹۵). انتخاب زیستگاه می‌تواند نتیجه یک مجموعه پیچیده از فاکتورهای فیزیکی شیمیایی و زیستی باشد که به‌طور مشترک ساختار جوامع ماکروبنتوزها را تعیین می‌کنند. به علاوه، تخمین اجتماعات ماکروبنتوزها در زیستگاه‌ها می‌تواند برای پیش‌بینی تغییرات محیط و مطالعه اکوسیستم‌های کفزی دریایی مفید باشد (Armenteros *et al*., 2018).

استفاده از شاخص‌های زیستی به‌منظور ارزیابی کیفیت آب تالاب‌ها بر اساس میزان حساسیت هر خانواده از درشت بی‌مهرگان کف زی نسبت به آشفتگی‌های محیطی در بسیاری از مطالعات صورت گرفته است، که از آن جمله می‌توان به Dorche و همکاران (۲۰۱۹)؛ Ghani و همکاران (۲۰۱۸)؛ Bhat و همکاران (۲۰۱۷) و Etemi و همکاران(۲۰۲۰) اشاره کرد. شاخص یکپارچگی زیستی جوامع کف زی (B-IBI) با استفاده از ویژگی‌های جامعه ماکروبنتوزها برای ارزیابی تمامیت زیستی اکوسیستم به کار می‌رود. شاخص چندگانه یکپارچگی زیستی، برای ارزیابی سلامت و کیفیت زیستی اکوسیستم آبی مورداستفاده قرار می‌گیرد. برای اینکه خصوصیتی معین از موجود بی‌مهره به عنوان یک معیار در این شاخص گنجانده شود، آن خصوصیت باید در طول یک شیب از آشفتگی‌های انسان‌ساخت، به طور قابل پیش‌بینی پاسخ داده شود. محاسبه این شاخص مستلزم شناخت کامل جوامع ماکروبنتیک و داشتن اطلاعات کافی درزمینه‌ی عادات رفتاری و طول عمر آن‌ها است. با داشتن اطلاعات مستند در رابطه با عادات رفتاری (تغذیه‌ای و انتخاب زیستگاه) و آگاهی از چرخه زندگی بزرگ بی‌مهرگان کف زی، نسبت به محاسبه این شاخص اقدام شده است. این شاخص شرایط اکولوژیکی یک نمونه را از طریق مقایسه خصوصیات جوامع کف زی در آن نمونه با خصوصیات جوامع کف زی مورد انتظار در زیستگاه‌های مشابه که تحت شرایط تخریب نبوده اند، ارزیابی می‌کند و سنتزی از اطلاعات بیولوژیکی است که به‌صورت عددی روابط بین شرایط فیزیکی شیمیایی و ویژگی‌های بیولوژیکی را نشان می‌دهد. شاخصB-IBI شاخصی است که مقادیر تنوع‌گونه‌ای، مقاومت و حساسیت گونه‌ها، ساختار تغذیه‌ای و درجه آلودگی آن‌ها را به شرایط بیولوژیکی رودخانه باهم ترکیب می‌کند. این شاخص شامل ۵ و ۱۰ معیار می‌باشد که ده معیار B-IBI بازتاب دقیق‌تری از سطوح تأثیر را نسبت به پنج معیار نشان می‌دهد (Karr and Dudley, 1981). در این روش به هر متریک

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]

نمرات ۱، ۳ و ۵ داده می‌شود. نمره ۵ به شرایط بدون تخریب، امتیاز ۳ به شرایط متعادل و امتیاز ۱ به شرایط تخریب شدید داده می‌شود (Kerans and Karr, 1994). نمره نهایی شاخص درنهایت از میانگین نمرات به دست می‌آید و کلاس‌های کیفیت آب برحسب نمره نهایی تعیین می‌شود. تفسیر نمرات B-IBI پنج سطح از وضعیت را نشان می‌دهد (سالم، نسبتاً سالم، آسیب‌دیده، آسیب‌دیدگی زیاد، آسیب‌دیدگی بحرانی). با توجه به اینکه شاخص‌های اکولوژیکی و بیولوژیکی متعددی برای تشخیص سطوح مختلف کیفیت اکولوژیکی محیط‌های آبی بکار می‌رود شاخص B-IBI به دلیل استفاده از ماکروبنتوزها به‌عنوان نشانگر زیستی دارای مزایایی مانند تنوع زیستی، حساسیت شدید و واکنش سریع بسیاری از تاکسون‌ها به آلودگی است (فراشی و همکاران، ۱۳۹۸).

مطالعات مشابه توسط محققان غیر ایرانی با استفاده از شاخص (B-IBI) و بررسی جوامع ماکروبنتیک به‌وسیله این شاخص انجام‌شده است از آن جمله Fohn و همکاران (۲۰۱۱) وضعیت نهرهای شهرستان Kitsap را با ارزیابی زندگی بی‌مهرگان کف زی نهرها و محاسبه این شاخص بررسی کرده اند. مطالعه‌ای توسط Lynn در سال (۲۰۰۶) به بررسی شاخص B-IBI در جنوب رودخانه Trinity در امریکا پرداخته شد. Gheteu و Costin (۲۰۱۱) در تالاب‌های جیجیا و میلتین شاخص B-IBI را بررسی کردند. Morley در سال (۲۰۰۰) در نهرهای پایین Puget Sound شاخص (B-IBI) را محاسبه و به بررسی جوامع کف زی نهرها پرداختند. از معدود بررسی‌های صورت گرفته در زمینه ارزیابی کیفیت آب اکوسیستم‌های آبی با استفاده از شاخص (B-IBI) در ایران در مطالعه‌ای مشابه توسط روغنی زادگان و همکاران (۱۳۹۲) کیفیت رودخانه دز با استفاده از شاخص یکپارچگی زیستی جوامع کف زی (B-IBI) موردبررسی قرار گرفت. همچنین در مطالعه‌ای توسط فراشی و همکاران (۱۳۹۸) به بررسی سلامت رودخانه کارده با استفاده از شاخص یکپارچگی زیستی جوامع کف زی (B-IBI) پرداخته شد. متاسفانه در تالاب شادگان پژوهشی مشابه بامطالعه حاضر با استفاده از شاخص B-IBI انجام‌نشده است و این مطالعه اولین پژوهش صورت گرفته در تالاب شادگان با استفاده از شاخص B-IBI می‌باشد و از این نظر دارای نوآوری است. از جمله پژوهش‌های انجام‌شده در تالاب شادگان می‌توان به مطالعه هاشمی و همکاران (۱۳۹۸) با استفاده از شاخص‌های تنوع زیستی ماهیان و شانون و سیمپسون و ارتباط این شاخص‌ها با پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب در تالاب شادگان اشاره کرد. نصیریان (۲۰۱۴) کیفیت آب تالاب‌های شادگان و هورالعظیم را با استفاده شاخص‌های زیستی، BMWP، EPT، ASPT ، FBI، (Family Biotic Index)، Plecoptera، Ephemeroptera،Tricoptera موردبررسی قرارداد (Nasirian, 2014). خدادادی و همکاران (۱۳۹۶) به بررسی تنوع زیستی کف زیان تالاب شادگان با تاکید بر گونه های غالب در بهار و تابستان و محمدی روزبهانی و همکاران (۱۳۹۲) با استفاده از شاخص‌های زیستی HFBI و BMWP به ارزیابی کیفی آب تالاب شادگان بر اساس میزان حساسیت ماکروبنتوزها نسبت به آشفتگی محیطی اشاره کرد. تالاب‌ها به‌عنوان یکی از حساس ترین زیست‌بوم‌های کره زمین، همواره در گسترش گاه خود با تحولات متعددی روبرو هستند. علیرغم اینکه تالاب‌ها به عنوان غنی ترین اکوسیستم، بیشترین تنوع زیستی را به خود اختصاص داده و از اهمیت بالایی برخوردارند، با این وجود از جمله اکوسیستم های در معرض تهدید در جهان هستند که تحت تأثیر آلودگی‌ها، تجزیه و تخریب زیستگاه‌ها، تغییرات اقلیمی، بهره‌برداری بیش از حد، تهاجم گونه ها قرار می‌گیرند (نوروزی و رضایی منش، ۱۳۹۹). با توجه به اهمیت تالاب‌های داخلی ایران، در این پژوهش تالاب شادگان موردبررسی قرار گرفت. تالاب بین‌المللی شادگان با بیش از ۵۰۰ هزار هکتار وسعت در جنوب خوزستان قرار دارد که بزرگ‌ترین تالاب ثبت‌شده کشور در فهرست تالاب‌های بین‌المللی است. تالاب بین‌المللی شادگان از شمال به شادگان، از جنوب به رودخانه بهمنشیر و از سمت غرب به جاده دارخوین، آبادان و آب‌های خور موسی محدود می‌شود. سه شهر شادگان، آبادان و ماهشهر در اطراف این تالاب و دو روستای صراخیه و رگبه در درون این تالاب قرار دارد. موقعیت خاص این دو روستا آن‌ها را به محل مناسبی جهت گردشگری تبدیل کرده است. این تالاب از طریق خورهای متعدد به خلیج فارس متصل می‌شود که با آب شیرین، لب شور و آب شور، محیطی مناسب برای زیست انواع آبزیان، پرندگان، جوندگان و حیوانات اهلی و وحشی است. تالاب شادگان همه ساله در فصل پاییز میزبان انواع پرندگان آبزی و کنار آبزی مهاجر از مناطق سردسیر سیبری، روسیه، آسیای میانه و مناطق داخلی ایران است. (بیات و همکاران، ۱۳۹۵؛ صادقی راد و همکاران، ۱۳۹۶). از سال ۱۳۸۰ آب زهکش

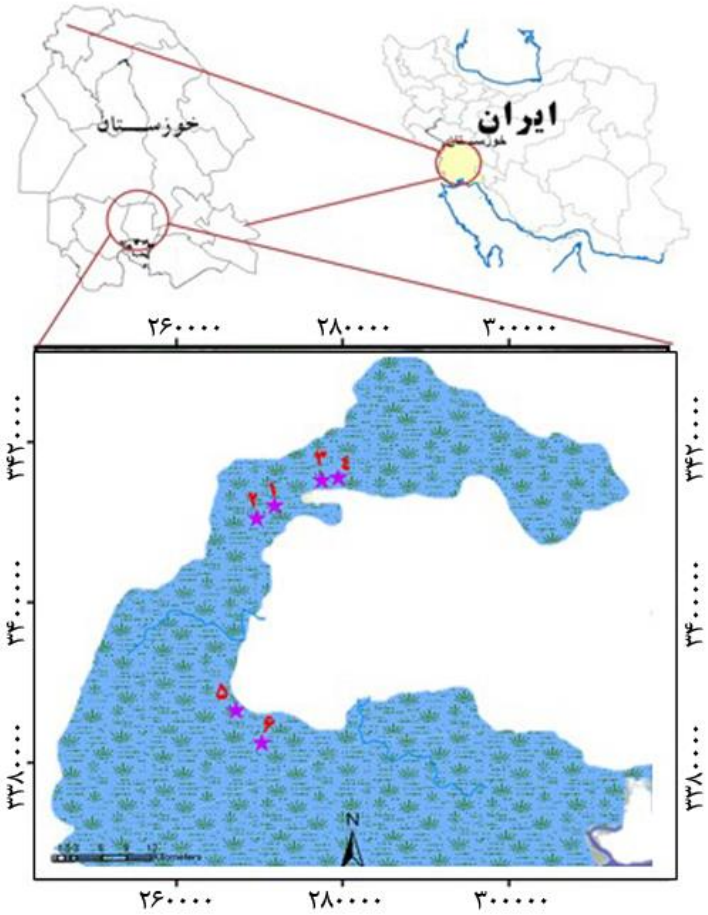
[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]

اصلی واحدهای کشت و صنعت نیشکر و صنایع جانبی که در شرق رودخانه کارون قرار دارند، به‌طرف تـالاب شادگان منحرف شد اما عواملی چون سدسازی و تامین نشدن نیاز آبی تالاب، تخلیه پساب‌های آلوده‌ای چون مزارع نیشکر، پرورش ماهی و فولاد خوزستان، عبور لوله‌های نفتی، فعالیت سی واحد پتروشیمی و تخلیه زباله‌های شهری باعث تخریب این تالاب شده است و آن را از سال ۱۳۷۲ وارد فهرست قرمز تالاب‌های بین‌المللی (لیست مونترو) کرده است (Hashemi *et al*., 2019). با اقدامات انجام‌شده حق آبه تالاب شادگان از رودخانه کارون، زهآب نیشکر و جزر و مد آب از خلیج فارس تامین شده است. روزانه سه متر مکعب آب از رودخانه کارون به سمت تالاب شادگان پمپاژ می‌شود و مقدار مناسبی زه‌آب نیشکر نیز به سمت تالاب رهاسازی شده است. مطالعه حاضر باهدف ارزیابی کیفیت آب تالاب شادگان با استفاده از شاخص یکپارچگی زیستی جوامع کف زی ماکروبنتوزها (B-IBI) انجام شد.

مواد و روش ها

پس از انجام مطالعات و بررسی‌های میدانی در منطقه، محدوده مطالعاتی مشخص شد (شکل ۱). ازآنجاکه هدف اصلی تحقیق حاضر بررسی شاخص یکپارچگی زیستی جوامع کف زی (B-IBI) و کیفیت آب تالاب شادگان با استفاده از جوامع ماکروبنتوزها بوده لذا سعی شد بر اساس وضعیت توپوگرافی و شکل ویژه تالاب انتخاب ایستگاه‌ها بر اساس امکان دسترسی و کاربری‌های پیرامون آن صورت گیرد تا ماهیت بخشی که ارزیابی می‌شود را به‌خوبی نشان دهد. در نهایت با توجه به شرایط فوق، امکانات و محدودیت‌های نمونه‌برداری تعداد ۶ ایستگاه تعیین‌شده بر اساس منابع آلاینده ورودی به تالاب شادگان شامل ۲ ایستگاه در محل ورود زه آب صنایع نیشکر سلمان فارسی و فارابی،۲ ایستگاه از نهر مالح (روستای خزعلیه) ورود فاضلاب صنایع فولاد و ۲ ایستگاه از انتهای روستای عبودی (بخش خنافره) که ورود فاضلاب شهری به تالاب است و موقعیت هریک با استفاده از دستگاه موقعیت‌یاب GPS ثبت شد. در شکل ۱ موقعیت ایستگاه‌های مورد نظر بر روی شکل و در جدول ۱ مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری مشخص‌شده است. در هر ایستگاه نمونه‌برداری با چهار تکرار صورت گرفت. نمونه‌برداری با استفاده از گرب پترسون با سطح مقطع ۲۲۵ سانتی‌متر مربع انجام شد. از سه تکرار برای شناسایی و شمارش ماکروبنتوزها و از یک تکرار برای تعیین دانه‌بندی و درصد مواد آلی رسوبات استفاده شد. نمونه‌های مربوط به ماکروبنتوز به وسیله الک ۰/۵ میلی‌متری شستشو داده‌شده و به وسیله فرمالین ۵ درصد فیکس شدند. پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه از الکل اتانول ۷۰ درصد برای نگه‌داری نمونه‌ها استفاده گردید. جهت رنگ‌آمیزی نمونه‌ها از روش (Walton, 1984) استفاده شد. بدین صورت که از محلول ۱ گرم در لیتر رزبنگال برای رنگ‌آمیزی نمونه‌ها استفاده شد. جهت تعیین درصد مواد آلی رسوبات از روش استاندارد معرفی‌شده (Holme and McIntyre, 1984) و جهت آنالیز دانه‌بندی رسوبات با استفاده از روش معرفی‌شده (Buchannan, 1984) استفاده شد. گروه های جانوری مختلف با کمک استریومیکروسکوپ و کلیدهای شناسایی فون بنتیک در حد خانواده، جنس و تا حد ممکن گونه دسته‌بندی و شناسایی شدند (Carpenter and Niem, 1990؛ Barnes, 1987؛ Jones, 1986). همچنین پارامتر های محیطی آب نظیر دما،DO، pH، EC و شوری با سه تکرار و توسط دستگاه مولتی متر اندازه‌گیری شد. جهت اطمینان بیشتر در مورداندازه‌گیری شوری، شوری آب تالاب توسط دستگاه رفرکتومتر نیز اندازه‌گیری شد. شایان ذکر است، نمونه برداری های انجام شده طی بررسی های بیشتر در سال ۱۳۹۴ نیز صورت گرفته اند.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]



شکل ۱: موقعیت ایستگاه‌های مورد مطالعه در تالاب شادگان ۱۳۹۱.

جدول ۱: مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری.

شماره ایستگاه	مختصات جغرافیایی	
	طول جغرافیایی (°E)	عرض جغرافیایی (°N)
ایستگاه (۱) پساب نیشکر	۴۸ :۳۳: ۱۴,۳	۳۰ :۵۱ : ۵۹,۳
ایستگاه (۲) پساب نیشکر	۴۸ :۳۳: ۱۵,۵	۳۰ :۵۱ : ۵۸
ایستگاه (۳) فاضلاب فولاد	۴۸ :۴۰: ۳۶,۷	۳۰ :۵۰ : ۲۷,۷
ایستگاه (۴) فاضلاب فولاد	۴۸ :۴۰ : ۳۷,۴	۳۰ :۵۰ : ۲۵,۵
ایستگاه (۵) فاضلاب خانگی	۴۸ :۳۸ : ۵۹,۳	۳۰ :۳۷ : ۵۲,۵
ایستگاه (۶) فاضلاب خانگی	۴۸ :۳۹ : ۴,۷	۳۰ :۳۴ : ۱۱,۷

شاخص Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI)، شاخص‌های چند معیاره که امروزه ابزار مهمی برای ارزیابی کیفیت اکوسیستم‌های آبی هستند، شاخص‌های انعطاف‌پذیر و ابزارهای قوی و حساسی می‌باشند که به راحتی می‌توانند برای ارزیابی کیفیت آب مورداستفاده قرار گیرند

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]

و غالباً توانایی تمایز میان تغییرات طبیعی و انسانی رادارند (اعظمی، ۱۳۹۶). شاخص چندگانه یکپارچگی زیستی، برای ارزیابی سلامت و کیفیت زیستی اکوسیستم آبی مورداستفاده قرار می‌گیرد. برای اینکه خصوصیتی معین از موجود بی‌مهره به عنوان یک معیار در این شاخص گنجانده شود، آن خصوصیت باید در طول یک شیب از آشفتگی‌های انسان‌ساخت، به طور قابل پیش‌بینی پاسخ داده شود. در جدول ۲ معیارهای زیستی ده گانه شاخص یکپارچگی زیستی جوامع کف زی اکوسیستم‌های آبی، پاسخ بی‌مهرگان کف زی به آشفتگی‌های انسان‌ساخت و امتیازهای مورد استفاده برای تعیین یکپارچگی جوامع کف زی مشخص‌شده است. در جدول ۳ نمرات ارزش نهایی و طبقه‌بندی کیفی برای این شاخص مشخص‌شده است. در این روش به هر متریک مطابق (جدول ۲) نمرات ۱، ۳ و ۵ داده می‌شود. نمره ۵ به شرایط بدون تخریب، امتیاز ۳ به شرایط متعادل و امتیاز ۱ به شرایط تخریب شدید داده می‌شود. نمره نهایی شاخص درنهایت از میانگین نمرات به دست می‌آید و کلاس‌های کیفیت آب برحسب نمره نهایی مطابق (جدول ۳) تعیین می‌شود. تفسیر نمرات B-IBI پنج سطح از وضعیت را نشان می‌دهد (سالم، نسبتاً سالم، آسیب‌دیده، آسیب‌دیدگی زیاد، آسیب‌دیدگی بحرانی). نکته مهم و مورد توجه در مورد شاخص B-IBI آن است که برای نتیجه‌گیری در رابطه با وضعیت کیفی ایستگاه‌های مطالعاتی نه فقط باید به نمره نهایی حاصل‌شده از جمع امتیاز معیارها توجه کرد بلکه باید به نمره هر کدام از معیارها در آن ایستگاه و به مجموع داده های خام و نکات یادداشت شده در رابطه با محل نمونه‌برداری و شرایط اطراف آن محل نیز دقت داشت تا از این طریق بتوان به نوع پیامد تاثیر گذاشته بر روی نمره نهایی آن ایستگاه مطالعاتی پی برد.

جدول ۲: معیارهای زیستی ده گانه شاخص B-IBI.

(Karr and Dudley, 1981; karr, 1999; morley, 2000)

معیارها	پاسخ به آشفتگی‌های انسانی	امتیازها		
		۱	۳	۵
Total number of taxa	کاهش	۱۴-۰	۲۸-۱۴	>۲۸
Number of Ephemeroptera (mayfly) taxa	کاهش	۳-۰/۵	۳/۷-۵	> ۷
Number of Plecoptera (stonefly) taxa	کاهش	۲-۰/۷	۲/۵-۷/۳	> ۵/۳
Number of Tricoptera (caddisfly) taxa	کاهش	۲-۰/۷	۲/۵-۷/۳	> ۵/۳
Number of long-lived taxa	کاهش	۴-۰	۸-۴	> ۸
Number of intolerant taxa	کاهش	۲-۰	۴-۲	> ۴
% of individuals in tolerant taxa	افزایش	> ۴۴	۴۴-۲۷	< ۲۷
% of predator individuals	کاهش	۴-۰/۵	۴/۹-۵	> ۹
Number of clinger taxa	کاهش	۸-۰	۱۶-۸	> ۱۶
% dominance (3 taxa)	افزایش	> ۷۵	۷۵-۵۵	< ۵۵

جدول ۳: نمرات ارزش نهایی و طبقه‌بندی کیفی شاخص یکپارچگی زیستی جوامع کف زی (B-IBI) (Rossano, 1996).

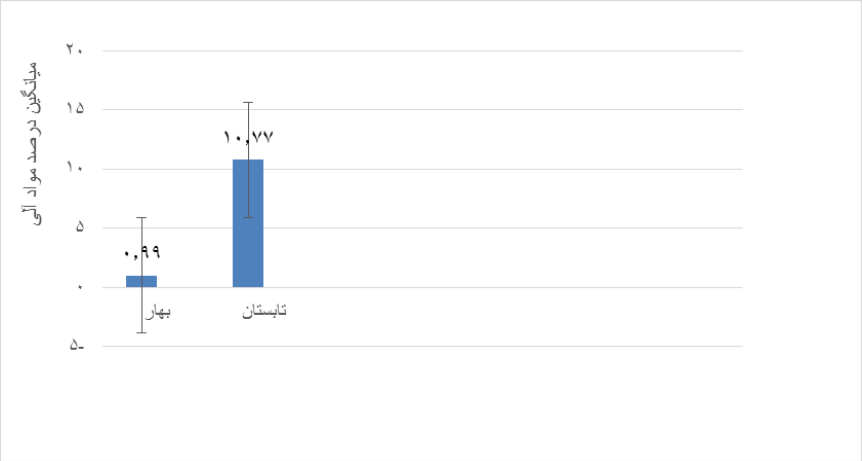
شرایط رودخانه	۵ معیار	۱۰ معیار
	خانواده	گونه، جنس، خانواده
سالم	۲۵-۲۳	۵۰-۴۶
نسبتاً سالم	۲۲-۱۹	۴۴-۳۸
آسیب‌دیده	۱۸-۱۴	۳۶-۲۸
آسیب‌دیدگی زیاد	۱۳-۹	۲۶-۱۸
آسیب‌دیدگی بحرانی	۸-۵	۱۶-۱۰

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]

جهت بررسی آماری داده ها، ابتدا با استفاده از آزمون کلموگروف -اسمیرنف نرمال بودن داده ها بررسی شد. جهت بررسی شاخص موردبررسی در ایستگاه‌های مورد مطالعه، از آزمون آنالیز واریانس یک طرفه (ANOVA) و جهت مقایسه میانگین‌ها در فصول بهار و تابستان از آزمون t- مستقل استفاده شد. جهت بررسی همبستگی پارامترها نیز از آزمون همبستگی پیرسون با سطح معنی‌داری ۰/۰۵ و ۰/۰۱ استفاده شد.

نتایج

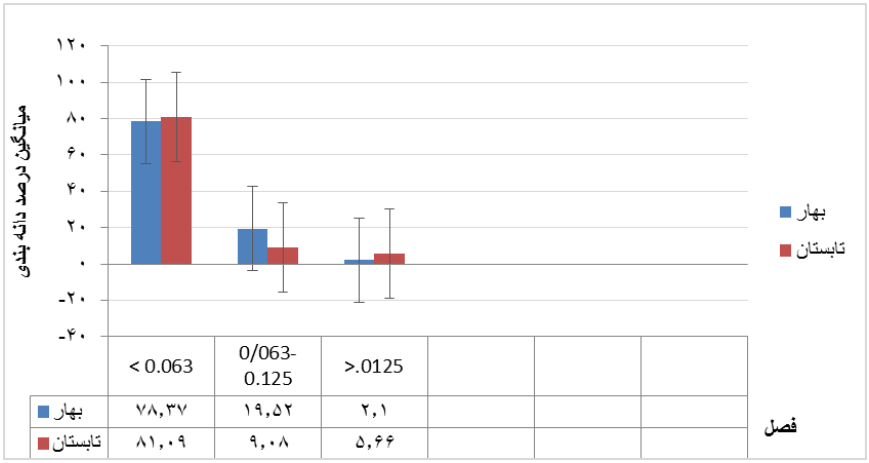
نتایج حاصل از بررسی‌های فیزیکی و شیمیایی نشان داد که بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در فصل بهار و تابستان از نظر شوری اختلاف معنی‌داری وجود ندارد (P>۰/۰۵)، درحالی‌که پارامتر های دما،DO، pH و هدایت الکتریکی در بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری دارای اختلاف معنی‌داری بودند (P< ۰/۰۵). همچنین بررسی‌های آماری نشان داد که بین دو فصل از نظر پارامتر های pH، EC، DO، دما و شوری اختلاف معنی‌داری وجود دارد (P<۰/۰۵). در منطقه مورد مطالعه، حداکثر دمای آب در تابستان با میانگین ۴۲/۲۷ درجه سانتی گراد و حداقل آن در بهار با میانگین ۲۵/۵۷ درجه سانتی گراد ثبت شد. در بین دو فصل مقدار EC با میانگین ۲۳/۶۱ میکروزیمنس بر سانتی متر در فصل بهار بیشترین مقدار و در فصل تابستان با میانگین ۱۵/۹۳ میکروزیمنس بر سانتی متر، کمترین مقدار را به خود اختصاص داد. این میزان کاهش دارای توجیه می‌باشد چراکه با افزایش میزان آب، یون های محلول پراکنش بیشتری در واحد حجم آب داشته و لذا میزان EC از کاهش بیشتری برخوردار می‌شود. در بین دو فصل بالاترین مقدار شوری آب در این منطقه مربوط به فصل بهار و کمترین مربوط به تابستان است که می‌تواند متأثر از شرایط آب و هوایی، رسوب‌گذاری و جریانات بالادست رودخانه‌ای و تبخیر آب در دو فصل باشد. میزان شوری دریک محیط آبی با توجه به تغییر فصل، توپوگرافی بستر، میزان تبخیر و میزان آب ورودی تغییر می‌کند. بر اساس نتایج حاصل از درصد مواد آلی، بیشترین مقدار درصد مواد آلی رسوبات مربوط به فصل تابستان (۲/۱۳ ± ۱۰/۷۷) و پس‌ازآن مربوط به فصل بهار (۰/۸۷ ۰/۹۹±) می‌باشد. در تابستان احتمالاً به دلیل کاهش جریان آب و جریان خودپالایی تالاب و افزایش دما، تجزیه مواد آلی و میزان آن در بستر افزایش‌یافته است. نتایج آنالیز آماری نشان می‌دهد که در فصل بهار اختلاف معنی‌داری بین درصد مواد آلی ایستگاه ۵ با سایر ایستگاه‌های مورد مطالعه با یکدیگر وجود دارد (P<۰/۰۵) و در فصل تابستان ایستگاه ۱ با سایر ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری دارد (P<۰/۰۵). با توجه به شکل ۲ بین درصد مواد آلی رسوبات در دو فصل اختلاف معنی‌داری وجود دارد (P<۰/۰۵).



شکل ۲: میانگین درصد مواد آلی در کل ایستگاه‌های مورد مطالعه تالاب شادگان (بهار و تابستان ۱۳۹۱).

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]

بیشترین میزان دانه‌بندی در کل سال، مربوط به سایز کوچک‌تر از ۰/۰۶۳ و کمترین میزان مربوط به سایز بیشتر از ۰/۱۲۵ می‌باشد. نتایج آنالیز دانه‌بندی رسوبات در ایستگاه‌های مورد مطالعه در فصل‌های بهار و تابستان نشان می‌دهد که بیشترین درصد دانه‌بندی در دو فصل مربوط به ذرات کوچکتر از ۰/۰۶۳ میلی متر می باشد لذا جنس بستر منطقه گلی تشخیص داده شد. میانگین درصد دانه‌بندی رسوبات در فصول مورد مطالعه در شکل 3 نشان داده‌شده است. با توجه به نتایج آنالیز آماری مشخص گردید که در فصل بهار ایستگاه ۴ اختلاف معنی‌داری با سایر ایستگاه‌ها دارد (P<۰/۰۵). در فصل تابستان برای دانه‌بندی بین ایستگاه‌های موردمطالعه اختلاف معنی‌داری وجود ندارد (P>۰/۰۵). بین دو فصل برای پارامتر دانه‌بندی رسوبات اختلاف معنی‌داری وجود دارد (P<۰/۰۵).

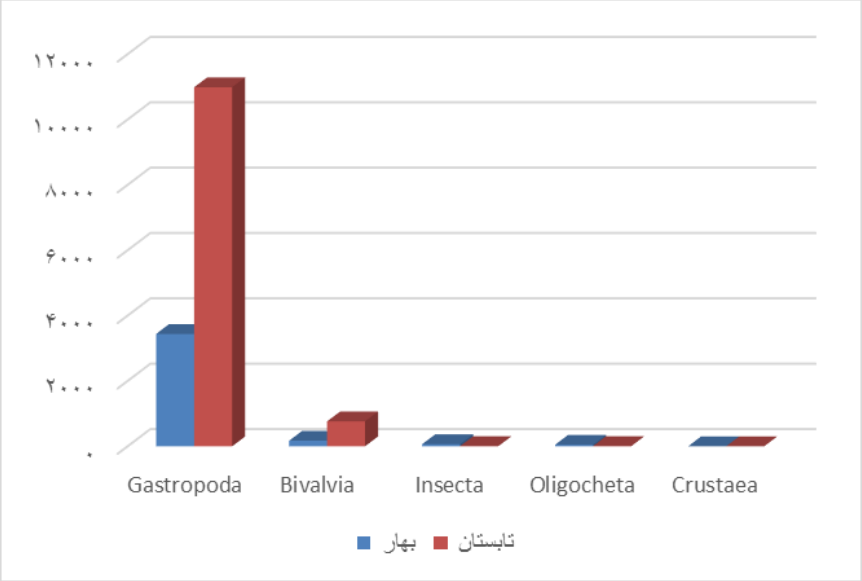


شکل ۳: میانگین درصد مواد آلی در کل ایستگاه‌های مورد مطالعه تالاب شادگان (بهار و تابستان ۱۳۹۱).

در طول دو فصل نمونه‌برداری جمعاً ۱۶ گونه از ۱۴ خانواده و ۵ رده ماکروبنتیک شناسایی و شمارش شد (جدول ۴). میانگین فراوانی فصلی گروه های ماکروبنتوز در تالاب شادگان در فصول مورد مطالعه در شکل ۴ نشان داده‌شده است. در ایستگاه تعیین‌شده در تالاب شادگان، مجموعاً تعداد 15490فرد کف زی در مترمربع جمع‌آوری شد. در بین گروه های شناسایی‌شده در فصل بهار در مجموع ۳۷۲۵ فرد و در فصل تابستان در ۱۱۷۶۵ فرد از ۵ رده کفزی شمارش شد که بیشترین درصد فراوانی در دو فصل به ترتیب مربوط به شکم پایان، دوکفه‌ای‌ها، حشرات‌ها، الیگوکیت‌ها و سپس سخت‌پوستان بوده است. با توجه به نتایج آنالیز آماری مشخص گردید که در فصل بهار برای فراوانی ماکروبنتوزها اختلاف معنی‌داری در بیشتر ایستگاه‌ها وجود دارد (P<۰/۰۵) اما در فصل تابستان اختلاف معنی‌داری در ایستگاه‌های مورد مطالعه وجود ندارد (P>۰/۰۵). بین دو فصل برای پارامتر فراوانی ماکروبنتوزها اختلاف معنی‌داری وجود دارد (P<۰/۰۵). با توجه به آنالیز همبستگی پارامتر ها مشخص است که در فصل بهار همبستگی مثبت و معنی‌داری در سطح ۰/۰۵ بین شوری،EC، Insecta و pH وجود دارد که نشان می‌دهد بالا رفتن EC بر میزان شوری موثر است، بنابراین این دو عامل بر فراوانی Insecta تاثیر مثبت دارد. میزان جامدات محلول در آب در واحد حجم بالاتر رفته که این امر موجب بالا رفتن هدایت الکتریکی آب می‌شود و به موجب آن زیادشدن pH و فراوانی خانواده حشرات می‌شود. در فصل تابستان همبستگی مثبت و معنادار در سطح ۰/۰۱ بین Crustaea، Bivalvia و Insecta وجود دارد که نشان دهنده تأثیر مثبت ماکروبنتوزها بر فراوانی یکدیگر می‌باشد. همبستگی مثبت و معنادار در سطح ۰/۰۱ بین Insecta،Oligochaeta،Bivalvia، هدایت الکتریکی و شوری وجود دارد که نشان می‌دهد با بالا رفتن شوری، میزان جامدات محلول در آب در واحد حجم بالاتر رفته که این امر موجب بالا رفتن هدایت الکتریکی آب می‌شود و فراوانی

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]

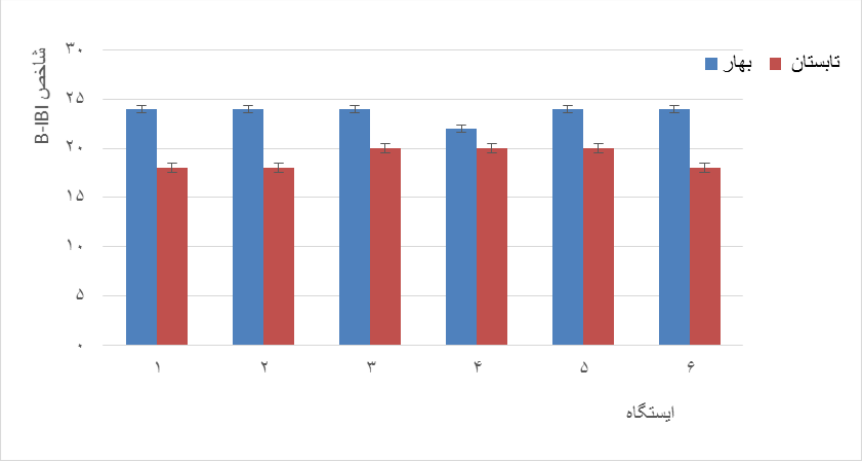
Insecta،Oligochaeta، Bivalvia افزایش می‌یابد. در منطقه مورد مطالعه در فصل بهار تنوع‌گونه‌ای بالاتر از فصل تابستان بوده است. این امر بدین صورت قابل توجیه خواهد بود که در فصل بهار به دلیل مناسب بودن شرایط محیطی، دمای مناسب، وجود مواد مغذی، کم بودن میزان شوری و نوع بافت بستر باعث ایجاد شرایط مطلوب برای زیست گونه های بیشتری شده است.



شکل ۴: میانگین فراوانی فصلی گروه های ماکروبنتوز در تالاب شادگان (بهار و تابستان ۱۳۹۱).

مقایسه شاخص تنوع B-IBI در ایستگاه‌های نمونه‌برداری تالاب شادگان در شکل ۵ نشان داده‌شده است. در مطالعه حاضر شاخص B-IBI در محدوده ۲۶-۱۸ بوده است که نشان می‌دهد کیفیت آب ایستگاه‌های مورد نظر در فصول بهار و تابستان در طبقه کیفی آسیب‌دیدگی زیاد قرار داشته است. نتایج آنالیز واریانس یک طرفه شاخص B-IBI نشان داد که در فصل بهار ایستگاه ۴ اختلاف معنی‌داری با سایر ایستگاه‌ها دارند (P<۰/۰۵). در فصل تابستان ایستگاه‌های مورد نظر اختلاف معنی‌داری با یکدیگر نداشتند.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]



شکل ۵: مقایسه شاخص تنوع B-IBI در ایستگاه‌های نمونه‌برداری تالاب شادگان (بهار و تابستان ۱۳۹۱).

جدول ۴: گونه های ماکروبنتوز شناسایی‌شده در تالاب شادگان (بهار و تابستان ۱۳۹۱).

شاخه	Class (رده)	Order (راسته)	Family (خانواده)	Species (گونه)
Mollusca	Gastropoda	Pulmonata	Ancylidae	*Ferrisia* sp..
			Planorbiidae	*Planorbis carinatus*
			Physidae	*Physa fontinalis*
			Lymnae	*Stagnicola emarginata*
				Lymnae peregra
		Prosobranchia	Hydrobiidae	*Potamopyrgus jenkinsi*
			Valvatidae	*V. cristata*
				V. piscinalis
				V. stenotrema
			Pleurocridae	*Prososthenia radmanesti*
			Thairidae	*Melanoidaes tuberculata tuberculata*
	Bivalvia	Cyrenodonata	Sphaeridae	*Sphaerium corneum*
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	*Chironomus.*
				Spaniotoma.
			Tipulidae	*Tipula albivitta*
			Tabanidae	*Tabanus sudeticus*
	Crustaea	Amphipoda	Gammaridae	*Pseudomma roseum*
Annelida	Oligochaeta	Tubificida	Tubificidae	*Limnodrilus hoffmeisteri*
				Tubifex tubifex

بحث و نتیجه‌گیری

استفاده از شاخص یکپارچگی زیستی (B-IBI) می‌تواند محیطزیست را فراتر از محدودیت‌های شاخص‌های فیزیکی – شیمیایی یا صرفاً جامعه زیستی ارزیابی کند و ارزیابی اثرات زیستگاه‌ها، ساختار جامعه، عملکرد جامعه، خانواده، جنس، گونه ها و سایر گونه های بیولوژیکی را در تمام اکوسیستم توسعه دهد؛ بنابراین، شاخص یکپارچگی زیستی جوامع کف زی یک روش مهم برای ارزیابی و مدیریت اکوسیستم رودخانه است (Li, 2020). نتایج این پژوهش نشان داد که از نظر آلودگی وضعیت تالاب شادگان با استفاده از شاخص B-IBI در دو فصل بهار و تابستان و در ۶

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]

ایستگاه مورد مطالعه، در طبقه کیفی آسیب‌دیدگی زیاد قرار دارد که با نتایج محمدی روزبهانی و همکاران (۱۳۹۲) همسو است. در مطالعه‌ای در رودخانه دز با استفاده از شاخص B-IBI، ایستگاه‌های مورد مطالعه در دو طبقه کیفی آسیب‌دیدگی زیاد و بحرانی قرار گرفتند که بامطالعه حاضر همخوانی داشت (روغنی زادگان و همکاران، ۱۳۹۲). نصیریان نیز در سال ۲۰۱۴ کیفیت آب تالاب‌های شادگان و هورالعظیم را با استفاده شاخص‌های زیستی، BMWP، EPT، ASPT، FBI، (Family Biotic Index)، Tricoptera، Ephemeroptera، Plecoptera نامطلوب و با احتمال آلودگی آلی شدید گزارش داد و این دو اکوسیستم آبی را تحت تأثیر استرس محیطی معرفی نمود که با نتایج این مطالعه همسو بود (Nasirian, 2014). بر اساس یافته‌های حاصل از فراشی و همکاران (۱۳۹۸)، شاخص یکپارچگی زیستی جوامع کف زی (B-IBI) محدوده موردبررسی در دو طبقه کیفی آسیب‌دیدگی بحرانی و نسبتاً سالم قرار گرفت. طی مطالعه‌ای توسط Lynn (۲۰۰۶) در رودخانه Trinity شاخص B-IBI در محدوده ۲۶–۱۸ به دست آمد که نتیجه تحقیق، مشابه نتایج این مطالعه است. Gheteu و Costin (۲۰۱۱) در تالاب‌های جیجیا و میلتین شاخص B-IBI را بررسی کردند. نتایج شاخص B-IBI نشان داد که این تالاب‌ها در محدوده ۴۴–۳۸ قرار دارند که نشان دهنده طبقه کیفی نسبتا سالم است. در مطالعه‌ای مشابه Fohn و همکاران (۲۰۱۱) وضعیت نهرهای شهرستان Kitsap را با ارزیابی زندگی بی‌مهرگان کف زی نهرها و محاسبه این شاخص بررسی کردند، نتایج این مطالعه نشان داد که اغلب نهرها در شرایط سالم و نسبتا سالم تا آسیب‌دیده هستند. در مطالعه Morley (۲۰۰۰) در نهرهای پایین Puget Sound نتایج نشان داد که در سرتاسر حوضه آبریز مقادیر شاخص (B-IBI) به علت افزایش شهرنشینی کاهش‌یافته بود و وجود قطعه زمین‌های کریدورهای ساحلی از تنوع یکپارچگی اکولوژیکی بیولوژیکی حمایت می‌کرد. طبق نتایج به دست آمده بیشترین درصد مواد آلی در فصل بهار مربوط به ایستگاه ۵ (ایستگاه تخلیه فاضلاب شهری) با ۵/۳۷ درصد و در فصل تابستان مربوط به ایستگاه ۱ (ایستگاه زهاب صنایع نیشکر، سلمان فارسی و فارابی) با ۲۰/۹۴ درصد می‌باشد. با توجه به جنس بستر تالاب شادگان و اکسیداسیون در محیط‌های آبی (رابطه مستقیم اکسیداسیون با افزایش دما) و بار آلودگی واردشده به تالاب، می‌توان افزایش درصد مواد آلی را در ایستگاه‌های ۱ و ۵ توجیه کرد. مطالعه دانه‌بندی رسوبات در ایستگاه‌های نمونه‌برداری نشان داد بیش از ۹۸ درصد اندازه ذرات در فصول بهار و تابستان، ذرات کوچکتر از ۰/۰۶۳ می‌باشد، لذا جنس بستر گلی تشخیص داده شد. Sasikala و همکاران (۲۰۱۷) در مطالعه خود بیان داشتند که بافت بستر فاکتور اصلی اثرگذار در نوسانات ماکروبنتوزها است، همچنین Basyuni و همکاران (۲۰۱۸) بیان داشتند که محتوای پایین رس در بستر می‌تواند منجر به افزایش فراوانی ماکروبنتوزها بخصوص نرم‌تنان شود، زیرا رس بستر می‌تواند رشد و نمو و تراکم ماکروبنتوزها را کاهش دهد، به علت اینکه محتوای اکسیژن قابل دسترس کاهش می‌یابد. در بسترهای گلی با ساختار رسی بالا این میزان کمتر و در بسترهای شنی میزان نفوذ اکسیژن از افزایش بیشتری برخورداراست. کمترین میزان اکسیژن محلول در کل دوره مطالعاتی (بهار و تابستان) در ایستگاه ۱ و ۲ مشاهده شد. در بالادست این ایستگاه‌ها صنایع نیشکر، سلمان فارسی و فارابی واقع‌شده‌اند. فاضلاب این صنایع حاوی مواد معلق بسیار و بار آلی بالایی می باشد که به همراه زهکش‌های کشاورزی وارد تالاب می‌شود. ازآنجایی‌که بیشترین میزان درصد مواد آلی در رسوبات ایستگاه ۱ در فصل تابستان ثبت شد و کمترین میزان اکسیژن محلول نیز در ایستگاه ۱ در فصل تابستان ثبت‌شده و همچنین مقدار عددی شاخص B-IBI برای این ایستگاه عدد ۱۸ به دست آمد، میتوان نتیجه گرفت بیشترین منشا ترکیبات آلاینده آلی در این ایستگاه انسان‌ساخت بوده و از فاضلاب صنایع نیشکر و زهکش‌های کشاورزی ناشی شده است. از طرفی همبستگی منفی بین شاخص B-IBI و اکسیژن محلول در این مطالعه می‌تواند ناشی از مصرف اکسیژن به علت فعالیت‌های بیولوژیکی و افزایش تراکم جوامع ماکروبنتوز در فصول گرم باشد. وجود همبستگی معنی‌دار بین میزان DO و شاخص‌های زیستی موردبررسی در مطالعه Ghani و همکاران در سال ۲۰۱۸ بیانگر ارتباط تنگاتنگ این فاکتور محیطی با درشت بی‌مهرگان کف زی در منطقه مورد مطالعه بوده است (Ghani *et al*., 2018). در مطالعه حاضر بیشترین دما در فصل تابستان با میانگین فصلی (۴۱/۰±۰۶/۵۹) به ثبت رسید. بیشترین و کمترین pH به ترتیب در فصل بهار (۸/۱۱) و تابستان (۶/۹۶) مشهود بود چراکه pH تابعی از دما است و با تغییر دما مقدار یونیزه شدن آب تغییر می‌کند، بدین صورت که با افزایش دما، pH کاهش می‌یابد (Bhat *et al*., 2017). هدایت الکتریکی

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]

را می‌توان یکی از مهم‌ترین متغیرهایی دانست که نقش مهمی در تبیین پراکنش درشت بی‌مهرگان کف زی در منابع آبی دارد (Etemi *et al.*, 2020). از نظر هدایت الکتریکی، بیشترین میزان EC در فصل بهار و تابستان در ایستگاه شماره ۲ (ایستگاه زهاب صنایع نیشکر، سلمان فارسی و فارابی) و کمترین آن در فصل بهار و تابستان در ایستگاه ۶ (تخلیه فاضلاب شهری) به ثبت رسید. بیشترین میزان شوری در فصل بهار و تابستان مربوط به ایستگاه شماره ۲ (ایستگاه زهاب صنایع نیشکر، سلمان فارسی و فارابی) و کمترین آن در فصل بهار و تابستان در ایستگاه ۶ (تخلیه فاضلاب شهری) ثبت شد. با افزایش فاصله از ایستگاه‌های بالادست و سهولت دسترسی انسان به رودخانه، میزان پساب و آلاینده‌ها نیز افزایش می‌یابد و تاثیر های آن، به‌صورت معنی‌داری در ایستگاه‌ها و شاخص‌ها قابل مشاهده است (عبدلی و همکاران، ۱۳۹۸). در منطقه مورد مطالعه در فصل بهار تنوع‌گونه‌ای بالاتر از فصل تابستان بوده است. این امر بدین صورت قابل توجیه خواهد بود که در فصل بهار به دلیل مناسب بودن شرایط محیطی، دمای مناسب، وجود مواد مغذی، کم بودن میزان شوری و نوع بافت بستر باعث ایجاد شرایط مطلوب برای زیست گونه های بیشتری شده است که بامطالعه هاشمی و همکاران (۱۳۹۸) در تالاب شادگان همسو بود. شکم پایان در فصل بهار و تابستان در تمام ایستگاه‌ها شناسایی شدند که بالاترین فراوانی (تعداد در مترمربع) را در مقایسه با سایر رده ها داشتند .چنین نتیجه‌ای در تحقیقات خدادادی و همکاران (۱۳۹۶) روی تنوع کف زیان تالاب شادگان نیز به دست آمد که شکم پایان بالاترین تراکم را در مقایسه با سایر رده های کف زی داشتند. در تحقیق حاضر حضور شکم پایان در همه ایستگاه‌ها با پروژه طرح جامع شادگان (۱۳۸۹) (هاشمی و همکاران، ۱۳۹۱) همخوانی دارد. در مناطق آلوده، گروه‌های حساس به آلودگی (EPT) کاهش و بر عکس گروه‌های مقاوم شامل راسته Diptera افزایش می‌یابند و تغییراتی که در ترکیب جمعیت بی‌مهرگان کف زی رخ می‌دهد در پاسخ به عوامل محیطی و تنش های محیطی بوده و در جهت حفظ تعادل اکولوژیکی می‌باشد (عبدلی و همکاران، ۱۳۹۷). در نتیجه گروه‌های مقاوم به آلودگی غالب شده و تنوع‌گونه‌ای کاهش می‌یابد. در این مطالعه بیشترین تراکم کم تاران در ورودی تالاب شناسایی و جداسازی شدند. ورودی تالاب شادگان محل دریافت حجم بالایی از فاضلاب است که این امر خود عاملی بر بالا بودن جمعیت گروه های کم تاران است. بر اساس نتایج بیشترین تراکم کم تاران در فصل بهار در ایستگاه ۲ (ایستگاه زهاب صنایع نیشکر، سلمان فارسی و فارابی) و در فصل تابستان مربوط به ایستگاه ۶ (تخلیه فاضلاب شهری) می‌باشد که این نشان دهنده ورود فاضلاب‌ها به تالاب و افزایش تراکم گروه‌های مقاوم به آلودگی و بالا رفتن بار آلودگی تالاب است. این دو منبع آلودگی باهم سبب ایجاد شرایط نامساعد زیستی و حذف جمعیت‌های حساس ماکروبنتیک شده است. عدم حضور تاکساهای Ephemeroptera، Plecoptera و Trichoptera در محدوده مورد مطالعه و ایستگاه‌های موردبررسی که تاکساهایی حساس هستند، نشان دهنده نامساعد بودن شرایط زیستگاهی اکوسیستم آبی در این محدوده است، حضور تعداد زیادی از گونه های Tubifex tubifex، Chironomus و Lymnaea peregra در ایستگاه‌های ۲ و ۶ نشان دهنده کیفیت ضعیف آب (عموما ناشی از اکسیژن محلول کم و مواد مغذی بالا) است. افزایش حضور گروه کم تاران و پر تاران در ارتباط با افزایش بار آلودگی در مطالعات Sarker و همکاران (۲۰۱۶) در بنگلادش نیز بیان‌شده است. در رابطه با نتایج حاصل از شاخص B-IBI، مقدار عددی محاسبه‌شده برای ایستگاه ۲ در فصل بهار (عدد ۲۴) و ایستگاه ۶ در فصل تابستان (عدد ۲۲) و کل دوره مطالعاتی (۱۶/۵±۲۱/۲) در این دو ایستگاه خود تاییدی بر وضعیت شرح داده‌شده می‌باشد. از سال ۱۳۸۰ آب زهکش اصلی واحدهای کشت و صنعت نیشکر و صنایع جانبی همچون پرورش ماهی و فولاد خوزستان، عبور لوله‌های نفتی، فعالیت سی واحد پتروشیمی و تخلیه زباله‌های شهری باعث تخریب این تالاب شده است (Hashemi *et al.*, 2019).

با این حال عامل اصلی آلودگی تالاب شادگان ورود پساب‌های خانگی روستاهای اطراف تالاب و همچنین در درجه بعدی اهمیت زهاب‌های صنایع نیشکر و فولاد می‌باشد و ازآنجایی‌که گسترش تاسیسات شهری و صنعتی و ورود فاضلاب‌های شهری و کشاورزی منجر به برهم خوردن تعادل زیستی می‌گردد، منطقه مورد نظر نیازمند کنترل اکولوژیکی و زیست محیطی بیشتری میباشد. براساس مطالعاتی که توسط محققان زیادی در کشورهای پیشرفته در زمینه شاخص‌های زیستی مورد آزمایش قرارگرفته، ثابت‌شده است که شاخص‌های چندگانه، نسبت به شاخص‌های یگانه

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]

در بازتاب شرایط محیطی ابزار دقیق‌تر و قابل اعتمادتری می‌باشند (Couceiro *et al*., 2012؛ Nguyen *et al*., 2014؛ Helson and Williams, 2013)؛ زیرا شاخص‌های یگانه تحت تاثیر تغییرپذیری‌های فصلی و سالیانه قرار می‌گیرند، اما شاخص‌های چندگانه مانند B-IBI ازآنجاکه ترکیبی از متریک هایی هستند که هر یک توصیف‌کننده یکی از اجزای کیفیت اکوسیستم اند و با توجه به ویژگی‌های هیدرولوژیکی و اکولوژیکی منطقه توسعه می‌یابند و پارامتر های زیادی را جهت تعیین طبقه‌بندی کیفی در نظر می‌گیرد، ارزیابی دقیق‌تر و مناسب‌تری از یکپارچگی اکوسیستمی تالاب را فراهم می‌کنند (Lucke and Johnson, 2009؛ Shirchi *et al*., 2015؛ Maloney and Feminella, 2006). در نهایت نتیجه‌گیری می‌شود که شاخص B-IBI با حساسیتی بالا منطقه مورد نظر را ارزیابی نموده است.

منابع

اعظمی، ج.، ۱۳۹۶. محاسبه شاخص‌های زیستی ماکروبنتوزها جهت ارزیابی سلامت اکولوژیکی اکوسیستم های آب. مجله بهره‌برداری و پرورش آبزیان، ۶ (۳): صفحات ۱-۱۵.

اعظمی، ج.، مراد پور، ح.، زمانی، ع.، ۱۳۹۸. استفاده از شاخص‌های زیستی ماکروبنتوزها در تعیین سلامت اکولوژیکی آب مطالعه موردی: (حوضه آبخیز بختگان). مجله علوم و تکنولوژی محیطزیست، ۲۱ (۱۰): صفحات ۱۷۳-۱۶۱.

بیات، ر.، جعفری، س.، قرمز چشمه، ب. و چرخابی، ا. ح. ۱۳۹۵. مطالعه تأثیر ریزگردها بر تغییرات پوشش گیاهی (مطالعه موردی: تالاب شادگان، خوزستان) مجله سنجش‌ازدور و سامانه اطلاعات جغرافیایی در منابع طبیعی، ۷ (۲): صفحات ۳۲-۱۷.

خدادادی، م.، داعی نژاد، پ. و رجب‌زاده قطرمی، ا.، ۱۳۹۶. بررسی تنوع زیستی کف زیان تالاب شادگان با تاکید بر گونه های غالب در بهار و تابستان ۱۳۹۴. مجله اقیانوس‌شناسی، ۸ (۲۹): صفحات ۸۵-۷۵.

محمدی روزبهانی، م.، جعفری صیادی، م. و روغنی زاده گان، ن.، ۱۳۹۲. ارزیابی سلامت رودخانه دز با استفاده از شاخص یکپارچگی زیستی جوامع کف زی (BIBI). سومین کنفرانس بین‌المللی برنامه‌ریزی و مدیریت محیطزیست. ۱۲ ص.

صائب، ک.، تقوی، ل. و کاظمیان، ح.، ۱۳۹۵. برآورد شاخص زیستی آلودگی و کیفیت آب رودخانه هراز با استفاده از جوامع ماکروبنتوزها. نشریه اکوهیدرولوژی، ۳ (۱): صفحات ۵۳-۴۵.

صادقی راد، ا.، جعفری، س.ک. و لله گانی، ب. ۱۳۹۶ . بررسی وضعیت پوشش گیاهی تالاب بین‌المللی شادگان با شاخص NDVI با استفاده از سنجنده مودیس سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۵ میلادی. دوازدهمین همایش علوم و فنون دریایی، مشهد، انجمن علوم و فنون دریایی ایران- موسسه آموزش عالی خاوران انجمن سنجش‌ازدور ایران، ۱۱ ص.

طباطبایی، ط.، امیری، ف. و پذیرا، ع.، ۱۳۸۸. پایش ساختار و تنوع اجتماعات ماکروبنتیک به عنوان شاخص‌های آلایندگی در خورهای موسی و غنام. مجله علمی پژوهشی شیلات، ۴ (۳): صفحات ۲۹- ۴۰.

عبدلی، ا.، ح.، مغنی زاده، ر. و ملوندی، ح.، ۱۳۹۷. ارزیابی کیفیت آب رودخانه دهبار با استفاده از شاخص‌های زیستی. فصلنامه علمی پژوهشی محیطزیست جانوری، ۱۰ (۱): صفحات ۳۹۰-۳۸۱.

عبدلی، ا.، خضری، ک.، حسن‌زاده کیابی، ب.، ولیخانی، ح. و اعظمی، ج.، ۱۳۹۸. ارزیابی یکپارچگی اکولوژیکی رودخانه جاجرود با استفاده از سنجه‌های ماهیان و ماکروبنتوزها. فصلنامه علوم محیطی، ۱۷ (۳): صفحات ۲۲۴-۲۰۹.

فراشی، آ.، سرگلزایی، س. و صفری، ا.، ۱۳۹۸. بررسی سلامت اکوسیستم با استفاده از شاخص یکپارچگی زیستی مطالعه موردی (رودخانه کارده). چهاردهمین همایش ملی علوم و آبخیزداری منابع طبیعی ایران.

نوروزی، ح. و رضایی منش، م.، ۱۳۹۹. استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT به منظور ارزیابی کیفیت آب تالاب هشیلان (کرمانشاه، ایران). نشریه علمی اکو بیولوژی تالاب، ۱۲ (۴۳): صفحات ۶۴-۴۷.

هاشمی، م.، افخمی، م.، مولا، ع. و خلفه نیل ساز، م.، ۱۳۹۱. گزارش همنهاد سنتز مطالعات سیستم منابع آب‌وخاک و اکوسیستم حوضه آبریز تالاب شادگان . سازمان حفاظت محیطزیست ایران. ۲۰۸ ص.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]

Armenteros, M., Saladrigas, D., Gonzalez-Casuso, L., Estevez, E. D. and Kowalewski, M., 2018. The role of habitat selection on the diversity of microbenthic communities in three gulfs of the Cuban Archipelago. Bulletain Marine Science, 94: 249-268.

Buchannan, J. B., 1984. Sediment analysis In: Methods for the study of marine benthos. edited by N.A. Holme and A.D. McIntyre. Oxford: Blackwell Scientific Publications, c1984. 387p.

Balderas, E. C. S., Grac, C., Berti-Equille, L. and Hernandez, M. A. A., 2016. Potential application of macroinvertebrates indices in bioassessment of Mexican streams. Ecological Indicators, (61): 558-567.

Basyuni, M., Gultom, K., Fitri, A., Susetya, I. E., Wati, R., Slamet, B., Sulistiyono, N., Yusriani, E., Balke, T. and Bunting, P., 2018. Diversity and habitat characteristics of macrozoobenthos in the mangrove forest of Lubuk Kertang Village, North Sumatra, Indonesia. Biodiveritas, 19: 311-317.

Bhat, G. A., Jauhari, R. K., Paray, M. A. and Devi, N. P., 2017. Study the wetland water quality using biotic indexes: A case study of Asan wetland of central Himalaya, International Journal of Zoology Studies, 2(6): 233-238.

Barnes, R. D., 1987. Invertebrate zoology. Fifth edition, Saunders college Publishing. 893p.

Carpenter, K. E. and Neim, V. H., 1990. Crabs: FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific. Volume 2., Cephalopods, crustaceans, holothuridians and sharks. FAO, Rome, pp, 1045-1155.

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

Dizhu, Jianbo Chang., 2008. Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity (IBI). Ecological Indicators, 8:564-572.

Dorche, E. E., Fathi, P. and Ofogh, A. E., 2019. Wetland water quality assessment in cold and dry regions (Case study: Choghakhor wetland, Iran). Limnological Review, 19(2): 57–75.

Daneshvar, F., Nejadhashemi, A. P., Herman, M. R., and Abouali, M., 2016. Response of benthic macroinvertebrate communities to climate change. Ecohydrology and Hydrobiology.

Etemi, F. Z., Bytyçi, P., Ismaili, M., Fetoshi, O., Ymeri, P., Shala–Abazi, A., Muja-Bajraktari, N. and Czikkely, M., 2020. The use of macroinvertebrate based biotic indices and diversity indices to evaluate the water quality of Lepenci river basin in Kosovo. Journal of Environmental Science and Health, Part A, pp.1-11.

Fohn, S. L, Statistical Design, S. and Seattle, W. A., 2011. Measuring the health of Kitsap county's streams and watersheds using the benthic index of biotic integrity (B-IBI).

Gheteu, D. and Costi, H., 2011. Water quality assessment using benthic macroinvertebrates in wetlands and ponds: Preliminary study case of Jijia and Miletin Ponds (ROSPA0042).

Ghani, W. M. H. W. A., Kutty, A. A., Mahazar, M. A., Al-Shami, S. A. and Ab Hamid, S., 2018. Performance of biotic indices in comparison to chemical-based Water Quality Index (WQI) in evaluating the water quality of urban river. Environmental monitoring and assessment, 190(5): 297.

Holme, N. A. and McIntyre, A. D., 1984. Method for study of marine benthos. Second edition, Oxford Blackwell scientific publication. 387 p.

Hashemi, S. A. R., Bita, S., Ghasemzade, J. and Jabaleh, A., 2019. Fish biodiversity indicators and their relationship with water physicochemical parameters in Shadegan wetland. Journal of Aquatic. Ecology, 8 (4): 131-144.

Helson, J. E. and Williams, D. D., 2013. Development of a macroinvertebrate multimetric index for the assessment of low-land streams in the neotropics. Ecological Indicators, 29: 167-178.

Jones, D. A., 1986. A field guide to the seashores of Kuwait and the Arabian Gulf. University of Kuwait, Bland ford Press. 182p.

Kerans, B. L. and Karr, J. R., 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee valley. Ecological Applications, 4(4):768-785.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]

Karr, J. R., 1999. Defining and measuring river health. Freshwater Biology, 41: 221-234.
Karr, J. R. and D. R. Dudley. 1981. Ecological perspective on water quality goals. Environmental Management, 5: 55-68.
Lücke, J. D. and Johnson, R. K., 2009. Detection of ecological change in stream macroinvertebrate assemblages using single metric, multimetric or multivariate approaches. Ecological Indicators, 9(4): 659-669.
Li, Z. and Zeng, B., 2020. Health assessment of important tributaries of Three Georges Reservoir based on the benthic index of biotic integrity. Scientific Reports, 10: 18743.
Lynn, J., 2006. Benthic Index of Biological Integrity (B-IBI) for the South Fork Trinity river watershed, biological sciences, the Faculty of Humboldt State University.
Mandaville S. M., 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, Project H-1.
Morley S. A., 2000. Effects of urbanization on the biological integrity of Puget Sound lowland streams: Restoration with a biological focus. MSc thesis, University of Washington.
Maloney, K. O. and Feminella, J. W., 2006. Evaluation of single-and multi-metric benthic macroinvertebrate indicators of catchment disturbance over time at the Fort Benning Military Installation, Georgia, USA. Ecological Indicators, 6(3): 469-484.
Nasirian, H., 2014. Evaluation of water quality and organic pollution of Shadegan and Hawr Al Azim wetlands by biological indices using insects. Journal of entomology and zoology studies, 2(5): 193-200.
Nguyen, H. H., Everaert, G., Gabriels, W., Hoang, T. H., Goethals, P. L., 2014. A multimetric macroinvertebrate index for assessing the water quality of the Cau river basin in Vietnam. LimnologicaEcology and Management of Inland Waters, 45: 16-23.
Ojija, F Gebrehiwot, M. and Kilimba, N., 2017. Assessing Ecosystem Integrity and Macroinvertebrates Community Structure: Towards Conservation of Small Streams in Tanzania, International Journal of Scientific & Technology Research, 6(2): 148-155.
Rossano, E. M.,1996. Diagnosis of stream Environments with Index of Biological integrity. Sankiado, Tokyo, Japan.
Shirchi, Z., Abdoli, A. and Hashemi, H. 2015. Evaluation of single- and multi-metric benthic macroinvertebrate indices for water quality monitoring, case study Jajrood River. Journal of Natural Environment, 68(1): 8393. (in Persian).
Sasikala, V., Saravanakumar, A. and Balasubramanian, T., 2017. Spatial and temporal distribution of macrobenthos in Point Calimere of Southeast coast of India. Indian Journal of Geo Marine Science, 46: 377-384.
Saunders, J., Al Zahed, Kh. M. and Paterson, D., 2007. The impact of organic pollution on the macrobenthic fauna of Dubai creek (UAE). Marine pollution Bulletin. 54(11): 1715-1723.
Sarker, J., Tanmay, M. H., Rahman, F., Patwary, S. A. and Rima, N. N., 2016. Macrobenthic Community Structure as A Bio-Indicator for the Assessment of Coastal Water Pollution In Greater Noakhali Bangladesh. Journal of Coastal Zone Management, 2: 1-7.
Walton, S. G., 1984. Hand book of marine science. Vol, 1. CRC Press. Cleveland. pp 117-126.
Wlosarska, M. and Weslawski, J. M., 2001. Impact of climate warming on arctic benthic biodiversity: a case study of two artic glacial bays. Journal of Climate Research, 18: 127-132.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-24]