مجله بوم شناسی آبزیان

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

پایش آلایندگی رودخانه خرم‌رود-استان لرستان به کمک شاخص زیستی درشت‌بی‌مهرگان کفزی

پریا درویشی[۱]، آرش جوانشیر[۱*]، سهیل ایگدری[۱]، منوچهر نصری[۲]

۱. گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

۲ . گروه علوم و مهندسی شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، ، خرم‌آباد، ایران

نوع مقاله

پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۲/۱۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۱۱/۰۵

تاریخ چاپ الکترونیک: ۱۴۰۲/۰۲/۲۶

***نویسنده مسئول:**

Arashjavanshir@ut.ac.ir

چکیده

فعالیت‌های انسانی عامل اصلی آلودگی رودخانه‌ها است که همواره کیفیت آب رودخانه‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهند. در این مطالعه ساختار جمعیتی بزرگ بی‌مهرگان کفزی به‌عنوان شاخص زیستی به منظور ارزیابی کیفی آب رودخانه خرم‌رود مورد مطالعه قرار گرفت. برای این منظور تعداد ۴ ایستگاه نمونه‌برداری در مسیر رودخانه انتخاب شده، پارامترهای فیزیکی و شیمیایی مورد بررسی قرار گرفته و نمونه‌برداری درشت‌بی‌مهرگان کفزی به‌صورت ماهانه در هر ایستگاه در یک بازه زمانی یکساله (از دی ماه ۱۳۹۷تا آذر ماه ۱۳۹۸) انجام شد. در مجموع تعداد ۲۶ خانواده متعلق به ۱۴ راسته از درشت‌بی‌مهرگان کفزی شناسایی شدند که خانواده‌های شیرونومیده، باتیده و سایکودیده به ترتیب دارای بیشترین فراوانی بودند. نتایج فاکتورهای فیزیوشیمیایی نشان داد کمترین و بیشترین دمای آب ثبت شده به ترتیب در آذر ماه ۰/۵۷± ۸/۶۶ و در تیر ماه ۰/۵۷± ۲۳/۶۶ درجه سانتی‌گراد، بالاترین میانگین اکسیژن محلول در اسفند ماه معادل ۰/۲۸± ۵/۸۳ میلی‌گرم بر لیتر در ایستگاه ۱ و کمترین مقدار آن ۰/۰۰ میلی‌گرم بر لیتر در در ایستگاه ۴ بود. مقدار pH با حداقل ۰/۸۶± ۶ در دی ماه و حداکثر ۰/۰۰ ± ۸ در خرداد ماه ثبت گردید. میانگین تغییرات نیتریت در ایستگاه‌های مختلف، نوسان اندکی نشان داد اما در تمامی ایستگاه‌ها بالاتر از حد مجاز بود. بیشترین مقدار نیترات در ایستگاه ۳ در خردادماه معادل ۵/۷۷± ۳۶/۶۶ و کمترین آن در ایستگاه ۱ در آذرماه معادل ۰/۰۰ ± ۲ میلی‌گرم بر لیتر ثبت شد. بررسی تغییرات فصلی تراکم موجودات شناسایی شده نیز نشان‌دهنده تراکم حداکثری در فصل پاییز و تراکم حداقلی در فصل زمستان بود. نتایج تغییرات شاخص‌های کیفی (ASPT، BMWP) و شاخص‌های غنا و تنوع (شانون- وینر، مارگالف) بر اساس درشت‌بی‌مهرگان کفزی نشان داد آب رودخانه خرم‌رود در طبقه آب‌های با آلودگی متوسط قرار دارد.

کلید واژه‌ها: ارزیابی زیستی، پارامترهای فیزیکوشیمیایی، بی‌مهرگان کفزی، رودخانه خرم‌رود، BMWP، ASPT

مقدمه

عامل اصلی آلودگی رودخانه‌ها فعالیت‌های انسانی است که به‌طور مداوم کیفیت آب رودخانه‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهند (Mihailova *et al.*, 2013; Chonova *et al.*, 2019). در رودخانه‌های آلوده، جوامع زیستی نظیر ماهیان، جلبک‌ها، بی‌مهرگان کفزی و غیره با محدودیت مواجه شده و ذخایر آن‌ها رو به نابودی می‌روند (Khosravani *et al.*, 2014). تأثیر این آلاینده‌ها بر موجودات آبزی با توجه به نوع و حجم ورودی آن‌ها متفاوت است. این اثرات در بالاترین سطوح موجب از بین رفتن فون و فلور منطقه شده و در مقادیر کم موجب حذف گونه‌های حساس و افزایش فراوانی گونه‌های مقاوم می‌شود (Tabatabie *et al.*,

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

2009). با توجه به تأثیر آلاینده‌ها بر موجودات آبزی، یکی از مؤثرترین روش‌های عملی و مقرون‌به‌صرفه جهت پایش سلامت اکولوژیکی منابع آب، پایش زیستی است (Gerhardt, 2001). اولین گام در چنین مطالعاتی، یافتن یک شاخص زیستی ایده‌آل است که حضور و عدم حضور، فراوانی و رفتار آن بیانگر تغییرات محیطی باشد (Shahbazi-Naserabad *et al.*, 2016). ماکروبنتوزها به‌عنوان یکی از شاخص‌های زیستی، بخش مهمی از فون بستر منابع آبی را تشکیل می‌دهند و نقش مهمی در ساختار، تولید دینامیک و سلامت محیط‌زیست منابع آبی بر عهده دارند (Stark *et al.*, 2001; Parafkandeh *et al.*, 2016). این موجودات به دلیل امکان جمع‌آوری نسبتاً ساده آن‌ها در مقایسه با دیگر موجودات آبزی، قابلیت رؤیت با چشم غیرمسلح، چرخه زندگی نسبتاً طولانی، تنوع زیاد و دامنه مقاومت متنوع گونه‌های مختلف آن‌ها در مقابل آلاینده‌ها، شاخص‌های زیستی مناسبی برای ارزیابی آب‌های جاری هستند (Gerhardt *et al.*, 2004; Azrina *et al.*, 2006; Parvandi *et al.*, 2016).

درک ارتباط بین فاکتورهای زیستی و غیر زیستی در اکولوژی نهرها نیز بسیار مهم است، زیرا وضعیت اکوسیستم‌های آب شیرین می‌تواند بیانگر مجموعه اتفاقاتی باشد که در سرتاسر حوضه آبخیز روی می‌دهد. (Abbasi *et al.*, 2014). بنابراین، شناسایی موجودات آبزی در کنار مطالعات فیزیکوشیمیایی آب می‌توانند در جهت تعیین وضعیت کیفی آب‌ها به شکل مطلوب و مؤثری کمک نمایند (Abbaspour *et al.*, 2013).

از موثرترین روش‌های عملی و به صرفه اقتصادی جهت تعیین سلامت اکولوژیکی آب ارزیابی و پایش بیولوژیکی می‌باشد. کاربرد این شاخص‌ها در ارزیابی کیفیت آب بر این اساس استوار است که ساختار اجتماعات کفزی ممکن است متعاقب آشفتگی‌های محیط تغییر می کند و آلودگی‌ها از تنوع بزرگ بی مهرگان می‌کاهد، بنابراین کاهش تنوع خانواده‌های بزرگ بی‌مهرگان انعکاس دهنده شدت فشار محیطی می باشد.

یکی از رایج ترین شاخص‌های زیست شناختی سیستم امتیازدهی نظارت بر بیولوژیک (BMWP) است. این شاخص یک نمره واحد به بی‌مهرگان کفزی در سطح خانواده اختصاص می‌دهد که نمایانگر تحمل خانواده در برابر آلودگی آب است. هرچه تحمل آن‌ها در برابر آلودگی بیشتر باشد ، نمره BMWP پایین تر و بالعکس (Varnosfaderany *et al.*, 2010). یکی دیگر از روش‌های متداول در بررسی کیفیت آب بر اساس مقاومت گروه‌های مختلف بی مهره نسبت به آلاینده‌ها، شاخص زیستی ASPT (Average Score per Taxon) می‌باشد که در سطح خانواده ارزیابی شده و بیش‌ترین امتیاز به خانواده هایی که کمترین مقاومت را در برابر آلودگی دارند، تعلق می‌گیرد(Radaie *et al.*, 2017). شاخص شانون‌وینر که در سال ۱۹۴۹ به صورت جداگانه توسط شانون و وینر ارائه شده است، معمولا برای محاسبه تنوع زیستی در محیط‌های خشکی و آبی به کار می‌رود. با افزایش تعداد و توزیع یکنواخت تاکسون‌ها (یکنواختی) در بین جامعه، میزان شاخص شانون_وینر افزایش می‌یابد (Pirali Zefrehei and Ebrahimi. 2017). شاخص مارگالف نیز تنوع در جمعیت‌های زیستی را نشان می‌دهد و شاخص مناسبی برای مقایسه اجتماعات کفزی م باشد (Parvandi *et al.*, 2016). با پهنه‌بندی کیفی رودخانه روند تغییرات پارامترهای فیزیکی و شیمیایی را در هر زمان، مکان و شرایط خاص مشخص می‌گردد و می‌توان منابع آلاینده و راه‌های کاهش آن را مشخص نمود (Noori and malekian, 2016). کاربرد مطالعه فراوانی و پراکنش ماکروبنتوزها در رابطه با پاسخ ماکروبنتوزهای آب‌های جاری در برابر تغییرات محیطی نشان داده است که می‌توان از این گروه از زیستمندان به‌عنوان شاخص‌هایی برای پایش آلودگی آب‌ها استفاده کرد. به‌عنوان‌مثال: (Shimabukuro and Henry 2011) در مطالعه عوامل مؤثر بر الگوی پراکنش ماکروبنتوزها در رودخانه Paranapanema پیشنهاد کردند که در اکوسیستم‌های کوچک ممکن است الگوی فصلی اثرات عمده‌ای داشته باشد و در مرحله بعد عمق و سپس خصوصیات بستر تعیین‌کننده است (Covich *et al*,. 1999) بیان کردند که جوامع ماکروبنتوز رودخانه شنبه‌بازار گیلان در استان نسبت به تغییرات شرایط فیزیکی و شیمیایی محیط زیست خود واکنش نشان داده و بر اساس شاخص هیلسنهوف، ایستگاه پایین‌دست به‌واسطه ورود آلاینده‌های کشاورزی و عبور و مرور کشتی‌ها به‌عنوان نامطلوب‌ترین ایستگاه از نظر بار آلاینده‌ها معرفی شد (Foomani *et al.*, 2019). در مطالعه اثرات عوامل انسانی بر

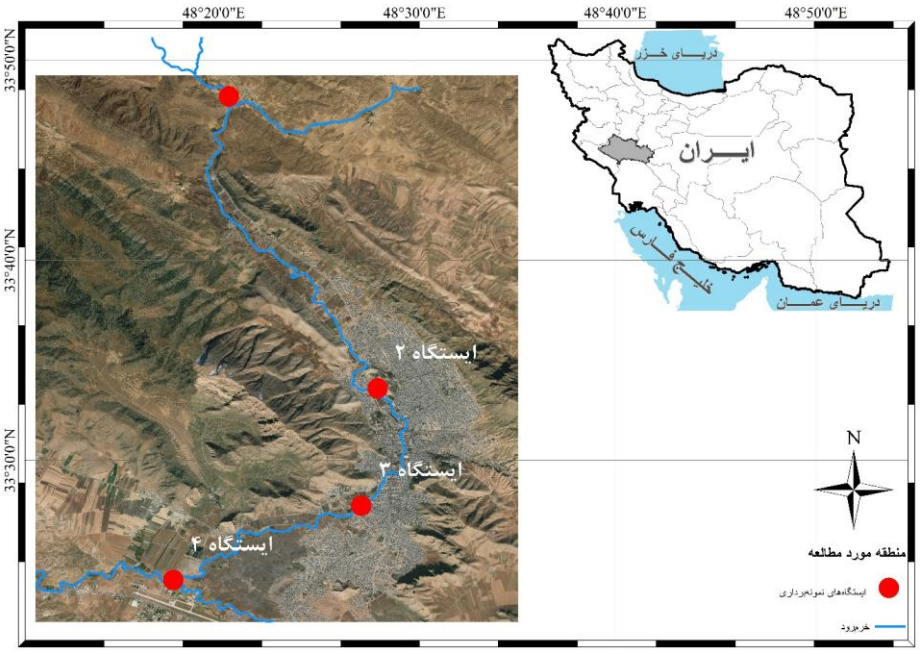
[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

جوامع کفزیان رودخانه تجن عنوان شد که فعالیت‌های آبزی‌پروری، کارخانه‌های کاغذسازی، جاده‌سازی و فاضلاب‌های انسانی از بالادست رودخانه به سمت پایین‌دست سبب اثرات نامطلوب بر جوامع کفزیان شده است (Shokri-Saravi *et al.*, 2014). تاکنون هیچ مطالعه‌ای در مورد جانوران کفزی این رودخانه انجام نشده است اما به نظر می‌رسد مطالعه ماکروبنتوزهای این رودخانه نکات ارزشمندی را در مورد وضعیت اکولوژیکی رودخانه آشکار سازد. از این رو، با توجه به اهمیت این رودخانه از نظر تأمین آب صنعتی و کشاورزی در شهرستان خرم‌آباد، مطالعه حاضر به‌منظور ارزیابی کیفی آب این رودخانه با استفاده از درشت‌بی‌مهرگان کفزی، ضمن معرفی گونه‌های بنتیک در منطقه مورد مطالعه، سنجش پارامترهای محیطی و استفاده از شاخص‌های بیولوژیک در طبقه‌بندی و تعیین میزان آلودگی انجام شد.

مواد و روش کار

محدوده مطالعاتی انتخاب شده رودخانه خرم‌رود در محدوده شهر خرم‌آباد در استان لرستان تعیین گردید. عملیات نمونه‌برداری طی یک دوره یک‌ساله از دی ماه ۹۷ تا آذرماه ۹۸ به‌صورت ماهانه و در ۴ ایستگاه انجام شد. ایستگاه‌های نمونه‌برداری شامل دو نقطه در محل‌های ورودی و خروجی رودخانه به شهر خرم‌آباد و دو ایستگاه نیز در نواحی بالادست و پایین‌دست شهر خرم‌آباد انتخاب گردید (شکل ۱ و **Error! Reference source not found.**). محل‌های نمونه‌برداری دارای بسترهای به ترتیب: ماسه‌ای، سنگریزه و شن، سنگلاخی و گلی بوده و حاشیه رودخانه دارای یک پوشش کم‌پشت از گیاهان کنارآبزی بود. عملیات نمونه‌برداری از ماکروبنتوزهای رودخانه خرم‌رود با استفاده از نمونه‌بردار سوربر انجام شد. نمونه‌های جمع‌آوری شده پس از تثبیت در اتانول ۹۶٪، به آزمایشگاه منتقل شده و با استفاده از لوپ و توسط کلیدهای شناسایی معتبر شناسایی گردیدند(Clifford, 1991; Pescador *et al.*, 2004). نحوه نمونه‌برداری، نگهداری و جداسازی بنتوزها از رسوبات، بر اساس دستور استاندارد مطالعه بنتوزها (Clifford, 1991; Bouchard, 2004; Javanshir Khooii, 2015) انجام گرفت. اندازه‌گیری داده‌های فیزیکوشیمیایی شامل اکسیژن محلول، pH، نیتریت، نیترات، آمونیوم، به وسیله کیت‌های رنگ‌سنجی در محل و هم‌زمان با عملیات نمونه‌برداری انجام شد. دمای آب نیز با استفاده از دماسنج جیوه‌ای اندازه‌گیری شد.



شکل ۱: ایستگاه‌های نمونه‌برداری در محدوده شهر خرم‌آباد

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

جدول ۱. مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های موردمطالعه بر روی رودخانه خرم‌رود

شماره ایستگاه	موقعیت مکانی	مختصات UTM	
		Latitude	Longitude
۱	ایستگاه بالادست شهر خرم‌آباد	۳۳۳۶/۴۵۴	۰۴۸۱۷/۸۸۸
۲	داخل شهر، پایین‌تر از پل موقت زیباکنار	۳۳۵۰/۹۱۷	۴۸۳۴/۸۵۴
۳	خروجی شهر، دریاچه بهشت، پایین قبرستان خضر	۳۳۲۸۱۰/۲۹	۴۸۲۰۴۳/۸۳
۴	بعد از مزارع، جنب فرودگاه	۳۳۲۶/۶۴۷	۰۴۸۱۶/۹۵۴

تجزیه و تحلیل آماری

نرمال بودن تمامی داده‌های شمارش ماکروبنتوزها ابتدا به کمک آزمون کلموگروف- اسمیرنف بررسی شد. برای تجزیه‌وتحلیل داده‌های فیزیکوشیمیایی و زیستی و همبستگی پیرسون بین آنها از نرم‌افزار SPSS 17 (IBM-Corporation, 2012) و جهت ترسیم نمودارها از نرم‌افزار Microsoft Excel 2013 استفاده شد. به‌منظور مقایسه داده‌های فیزیکوشیمیایی و زیستی در بین ایستگاه‌ها از آنالیز تجزیه واریانس یک‌طرفه (One Way ANOVA) و همچنین مقایسه میانگین‌ها از آزمون دانکن (Duncan) در سطح احتمال ۵ درصد استفاده شد. برای برآورد شاخص‌های زیستی از نرم‌افزار Species Diversity and Richness (Seaby and Henderson, 2006) استفاده شد.

شاخص‌های تنوع:

اطلاعات حاصل از شناسایی و شمارش جمعیت کفزیان با استفاده از شاخص‌های شانون-وینر، مارگالف،BMWP وASPT ارزیابی شد و به‌صورت جدول ارائه گردید.

شاخص تنوع شانون_ وینر بر اساس رابطه زیر (۱) محاسبه شد:

$$H' = -\sum_{i=1}^{S}(Pi)(LnPi)$$ رابطه (۱)

که در این رابطه Pi فراوانی نسبی i امین تاکسون در جامعه، S تعداد کل تاکسون در جامعه. نتایج حاصله بر اساس (جدول ۲) مورد قضاوت قرار گرفتند.

جدول ۲. ارزیابی اثرات آلودگی بر اساس شانون-وینر (Shannon and Weaver, 1949)

شاخص تنوع H′	H′<1	H′= 1-2	H′>3
وضعیت آلودگی	**شدیداً آلوده**	**نسبتاً آلوده**	**غیر آلوده**

از شاخص تنوع مارگالوف برای تجزیه و تحلیل تنوع زیستی ماکروبنتوزها استفاده شد:

$$D = \frac{S-1}{LnN}$$ رابطه (۲)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

که در این رابطه S تعداد تاکسون و N تعداد کل افراد.

متداول‌ترین شاخص زیستی مورد استفاده در کشور انگلستان BMWP می‌باشد که در این روش نیازی به تعیین فراوانی موجودات نمی‌باشد. به هر خانواده یک نمره تعلق می‌گیرد و بر اساس میزان مقاومت نسبت به آلودگی نمره اختصاص یافته بیشتر می‌شود. درنهایت جمع نمره‌های انفرادی به دست آمده می‌توان کیفیت آب را طبقه‌بندی نمود (جدول ۳).

جدول ۳. طبقه‌بندی کیفی آب بر اساس نمره‌های شاخص BMWP (Uherek and Gouveia, 2014)

کیفیت آب	دسته‌بندی	تفسیر
خیلی خوب (I)	۱۵۰<	آب‌های خیلی تمیز
خوب (I)	۱۵۰-۱۰۱	آب‌های تمیز یا به مقدار جزئی تغییر یافته
قابل‌قبول (II)	۱۰۰-۶۱	آب‌های تمیز اما اندکی تحت آلودگی قرار گرفته
مشکوک (III)	۶۰-۳۶	آب‌هایی که به‌طور متوسط تحت فشار آلودگی
بحرانی (IV)	۳۵-۱۵	آب‌های آلوده
به‌شدت بحرانی (V)	۱۵>	آب‌های به‌شدت آلوده

شاخص ASPT بر اساس تقسیم مقادیر شاخص BMWP بر تعداد موجودات به دست می‌آید (Mandaville, 2002) و هر چه این مقدار بیشتر باشد نشان از پاک‌تر بودن آب خواهد داشت (جدول ۴).

جدول ۴. طبقات کیفی آب رودخانه در سیستم ASPT (Mandaville, 2002)

کیفیت آب	دسته‌بندی
آب‌های تمیز	بیش‌تر از ۶
آب‌های با کیفیت مشکوک به آلودگی	۶-۵
آب‌های با احتمال آلودگی متوسط	۵-۴
آب‌های با آلودگی شدید	کمتر از ۴

نتایج

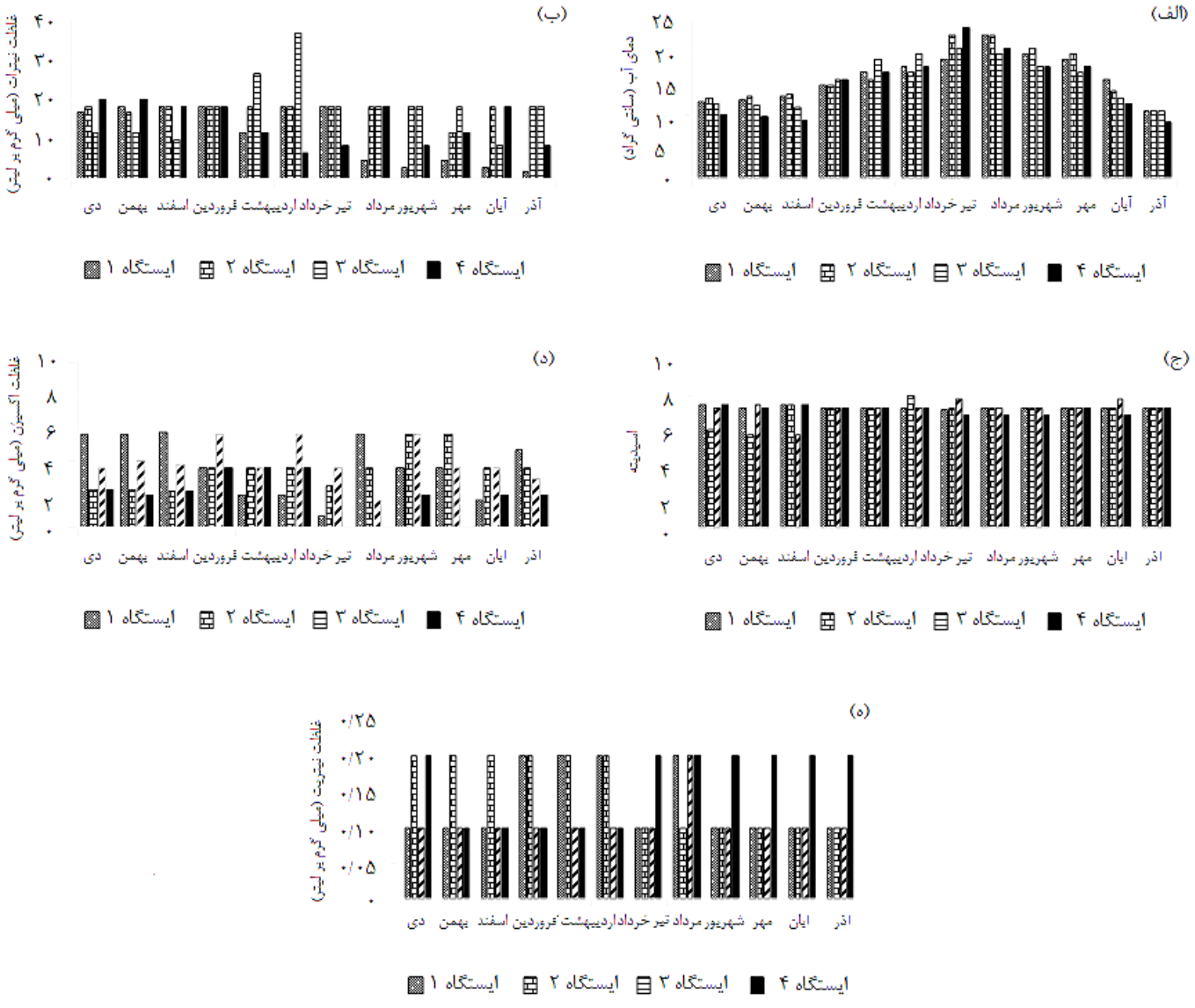
در بررسی فاکتورهای فیزیوشیمیایی در طول دوره مطالعه (**Error! Reference source not found.**)، کمترین و بیشترین دمای آب ثبت شده به ترتیب در آذر ماه با ۰/۵۷± ۸/۶۶ و در تیر ماه با ۰/۵۷± ۲۳/۶۶ درجه سانتی‌گراد در ایستگاه ۴ بود. بالاترین میانگین اکسیژن محلول در اسفند ماه معادل ۰/۲۸± ۵/۸۳ میلی‌گرم بر لیتر در ایستگاه ۱ و کمترین مقدار آن ۰/۰۰ میلی‌گرم بر لیتر در در ایستگاه ۴ بود. با توجه به اعداد به دست آمده و مقایسه آن با استاندارد کیفیت آب برای حفاظت اکوسیستم‌های آبی، مشخص است که ایستگاه ۴ از نظر مقدار اکسیژن محلول در شرایط بحرانی قرار دارد. مقدار pH رودخانه خرم‌رود با حداقل ۰/۸۶± ۶ در دی ماه و حداکثر ۰/۰۰ ± ۸ در خرداد ماه ثبت گردید که دامنه تغییرات آن در بیشتر

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

ایستگاه‌ها در محدوده خنثی و متمایل به شرایط بازی بود. میانگین تغییرات نیتریت در ایستگاه‌های مختلف، نوسان اندکی نشان داد اما در تمامی ایستگاه‌ها بالاتر از حد مجاز بود. بیشترین مقدار نیترات در ایستگاه ۳ در خردادماه معادل ۵±/۷۷ ۳۶/۶۶ و کمترین آن در ایستگاه ۱ در آذرماه معادل ۰/۰۰ ± ۲ میلی‌گرم بر لیتر ثبت شد.

در بررسی وجود همبستگی بین عوامل محیطی و بی‌مهرگان کفزی غالب، مشاهده شد که در رودخانه خرم‌رود دمای آب با فراوانی سه خانواده غالب (شیرونومیده، باتیده ($p< 0/01$) و سایکودیده ($p<0/05$) همبستگی مثبت و معنی‌داری دارد، همچنین سایکودیده با نیترات($p<0/05$) و اکسیژن ($p< 0/01$) و باتیده با نیتریت ($p< 0/01$) رابطه معکوس معنی‌داری دارد و رابطه بین pH با باتیده مثبت و معنی‌دار است($p<0/05$) (جدول۵).



شکل ۲. ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی در طی یک سال (دی ۹۷ الی آذر ۹۸) رودخانه خرم‌رود؛ الف) دمای آب، ب) غلظت نیترات، ج) اسیدیته، د) غلظت اکسیژن، ه) غلظت نیتریت.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

جدول ۵. همبستگی فاکتورهای فیزیکوشیمیایی با فراوانی خانواده های بی‌مهرگان کفزی

خانواده	O_2	pH	No_2	No_3	Temp
Chironomidae	۰/۰۵	۰/۰۸	-۰/۰۴	۰/۰۷	۰/۱۶*
Baetidae	۰/۱۳	۰/۱۸*	-۰/۲۱**	۰/۰۸	۰/۲۴**
Psychodidae	-۰/۴۱**	-۰/۰۸	۰/۲۵**	-۰/۱۶*	۰/۱۹*
Tricorythidae	۰/۱۵	۰/۱۵	۰/۰۱	۰/۰۶	۰/۱۴
Physidae	۰/۰۰۸	-۰/۰۵	-۰/۰۲	۰/۰۹	۰/۱۴
Heptageniidae	۰/۱۵	۰/۱۳	-۰/۱۳	۰/۲۰*	۰/۲۵**
Ephydridae	-۰/۳۰**	-۰/۱۲	۰/۱۹*	۰/۰۶	۰/۱۷*
Lymnaeidae	۰/۲۳	۰/۰۷	-۰/۱۶*	۰/۰۵	-۰/۲۶**
Lecanidae	۰/۰۳	۰/۰۲	-۰/۱۰	۰/۰۶	-۰/۱۸*
Caenidae	۰/۰۴	۰/۰۳	-۰/۱۱	-۰/۱۱	۰/۱۰
Corixidae	- ۰/۲۶**	-۰/۱۱	-۰/۰۴	-۰/۰۴	۰/۲۰*
Simuliidae	۰/۰۷	۰/۱۷*	-۰/۲۰*	-۰/۲۰*	-۰/۱۷*
Aeshnidae	۰/۰۶	۰/۱۵	۰/۱۳	۰/۱۳	-۰/۰۹
Pisauridae	-۰/۱۳	-۰/۰۴	-۰/۱۰	-۰/۰۱	۰/۱۴
Hydrobiidae	-۰/۱۹*	۰/۰۳	-۰/۲۴**	-۰/۲۴**	۰/۱۵
Chaoboridae	-۰/۳۰**	۰/۰۲	-۰/۰۷	-۰/۰۷	۰/۰۷
Glassiphoniidae	۰/۰۴	۰/۰۳	۰/۰۹	۰/۰۹	-۰/۱۸*
Saldidae	۰/۰۳	۰/۱۷*	-۰/۱۵	-۰/۱۵	-۰/۱۰
Istomidae	۰/۲۷**	۰/۰۴	۰/۴۵**	۰/۴۵**	۰/۱۴
Pleidae	۰/۰۵	۰/۰۴	-۰/۱۱	-۰/۱۱	۰/۰۶
Lepadellidae	۰/۰۳	۰/۱۷*	-۰/۱۵	-۰/۱۵	-۰/۱۰
Daphniidae	۰/۰۳	۰/۰۲	۰/۰۶	۰/۰۶	-۰/۱۸*
Lumbriculidae	۰/۰۳	۰/۰۲	۰/۰۶	۰/۰۶	-۰/۱۸*
Dalyelliidae	-۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۶	۰/۰۶	-۰/۱۸*
Hirudinidae	-۰/۱۱	۰/۰۲	-۰/۱۵	-۰/۱۵	-۰/۲۵**
Monhysteridae	-۰/۱۱	۰/۰۲	-۰/۱۵	-۰/۱۵	-۰/۲۵**
Lecanidae	۰/۰۳	۰/۰۲	-۰/۱۰	۰/۰۶	-۰/۱۸*

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

** معنی‌دار بودن همبستگی در سطح ۰/۰۱
* معنی‌دار بودن همبستگی در سطح ۰/۰۵

تراکم و پراکنش درشت‌بی‌مهرگان کفزی

در طول دوره نمونه‌برداری از فون کفزیان رودخانه خرم‌رود، جمعاً ۱۴ راسته و ۲۶ خانواده از کفزیان شناسایی شد (جدول). بیشترین فراوانی بنتوزی رودخانه خرم‌رود، متعلق به راسته دوبالان بود (۵ خانواده)، راسته یک‌روزه‌ها با معرفی ۴ خانواده در رده دوم قرار گرفت. در طول ۴ فصل تعداد ۹۹۲ عدد از بزرگ بی‌مهرگان کفزی مورد شمارش قرار گرفتند که در ایستگاه ۱ به تعداد ۴۶ عدد، ایستگاه ۲ به تعداد ۱۶۲ عدد، ایستگاه ۳ به تعداد ۲۸۳ و ایستگاه ۴ به تعداد ۵۰۱ عدد بودند (شکل ۳). بیشترین فراوانی مربوط به ایستگاه ۴ با ۵۰/۵ درصد و کمترین فراوانی متعلق به ایستگاه ۱ با ۴/۶ درصد بود. نتایج نشان می‌دهد که فراوانی و تنوع ماکروبنتوزها در فصل پاییز بیشترین مقدار و در فصل زمستان کمترین مقدار را دارد (شکل ۳). بررسی حضور بی‌مهرگان کفزی در فصول و ایستگاه‌های مختلف (جدول ۷) نشان داد که از بین خانواده‌های شناسایی شده خانواده شیرونومیده (۶۱/۷۹ ٪) در تمام ایستگاه‌ها (به‌خصوص در ایستگاه ۴) و در چهار فصل حضور داشت، خانواده باتیده با ۱۴/۱۱٪ در رتبه دوم و خانواده سایکودیده رتبه سوم پراکنش (۱۰/۵۸ ٪) را به خود اختصاص داد که بیشترین فراوانی آن مربوط به ایستگاه ۴ بود.

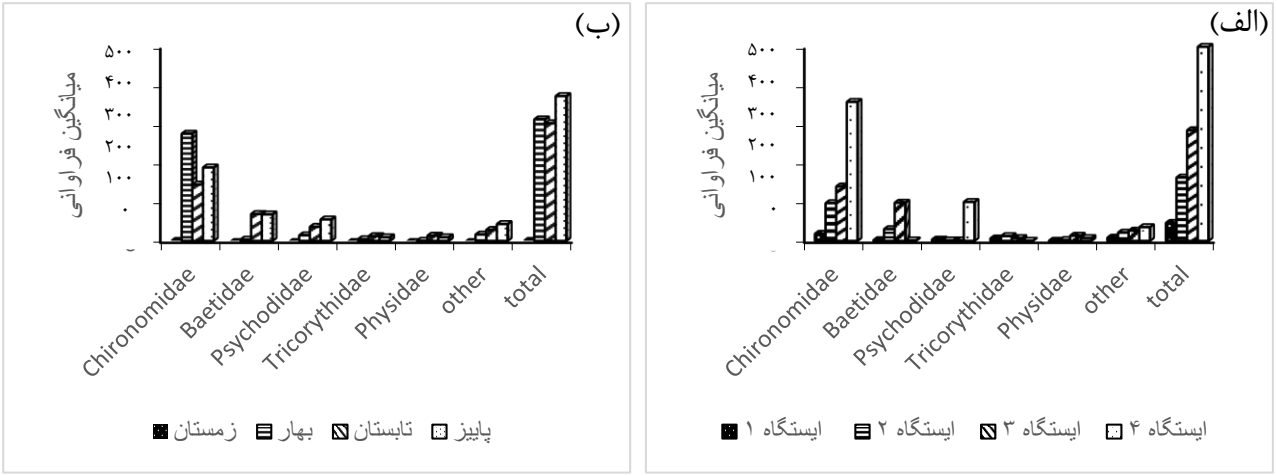
جدول ۶. بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در رودخانه خرم‌رود

شاخه(Phylum)	رده(Class)	راسته (Order)	خانواده(Family)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae
			Psychodidae
			Ephydridae
			Chaoboridae
			Simuliidae
		Ephemeroptra	Heptageniidae
			Tricorythidae
			Baetidae
			Caenidae
		Odonata	Aeshnidae
		Hemiptera	Corixidae
			Pleidae
			saldidae
	Collembola	Entomobryomorpha	Isotomidae
	Arachida	Araneae	Pisauridae
	Branchiopoda	Cladocera	Daphniidae

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

خانواده(Family)	راسته (Order)	رده(Class)	شاخه(Phylum)
Physidae	Basommatophora	Gastropoda	Mollusca
Lymnaeidae			
Hydrobiidae	Littorinimorpha		
Glossiphoniidae	Rhynchobdellida	Clitellata	Annelida
Hirudinidae	Arhynchobdellida		
Lumbriculidae	Lumbriculida		
Lepadellidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
Lecanidae			
Dalyelliidae	Rhabdocoela	Rhabditophora	Platyhelminthes
Monhysteridae	Monhysterida	Chromadorea	Nematoda



شکل ۳. الف: میانگین فراوانی گروه های مختلف کفزیان در ایستگاه های مطالعاتی رودخانه خرم‌رود (۱۳۹۸-۱۳۹۷)، ب.B: میانگین فراوانی گروه های شناسایی شده در رود خانه خرم‌رود طی فصول مختلف (۱۳۹۸-۱۳۹۷)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

جدول ۷. وضعیت حضور و عدم حضور گونه‌های مختلف ماکروبنتوزها در ایستگاه‌ها و فصول مختلف

فصل	زمستان				بهار				تابستان				پاییز			
ایستگاه‌ها	۱	۲	۳	۴	۱	۲	۳	۴	۱	۲	۳	۴	۱	۲	۳	۴
خانواده‌ها																
Chironomidae	+	+	−	−	+	+	+	+	−	+	+	+	+	+	+	+
Heptageniidae	−	−	−	−	+	−	+	+	−	−	+	+	+	+	+	−
Tricorythidae	−	−	−	−	+	+	−	+	+	+	−	+	+	+	−	−
Aeshnidae	−	−	−	−	−	+	−	−	−	−	−	−	−	+	−	−
Psychodidae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+	+	+	+	−	−	+
Baetidae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+	+	−	+	+	+	+
Istomidae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+	−	−	−	−	−
Corixidae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+	−	−	−	−
Pleidae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+	−	−	−	−
Pisauridae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+	+	−
Ephydridae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−
Physidae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+	+	+	+	+	−	−
Hydrobiidae	−	−	−	−	−	−	−	−	+	−	−	−	−	−	−	+
Caenidae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+	−	−	+
Chaoboridae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+
Simuliidae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+	+	−	−
Glassiphoniidae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+	−	−	−
Lymnaeidae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+	+	+	−
Saldidae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+	−	−
Lepadellidae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+	−	−
Lecanidae	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+	−	−	−

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

فصل	زمستان			بهار			تابستان			پاییز		
Daphniidae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–
Lumbriculidae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–
Dalyelliidae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–
Hirudinidae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+
Monhysteridae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+

شاخص‌های زیستی ماکروبنتوزها

بر اساس نتایج مقادیر شاخص‌های زیستی محاسبه شده به صورت سالانه (جدول)، بیشترین میزان شاخص شانون در ایستگاه ۱ معادل ۱/۶۷ و کم‌ترین میزان آن را در ایستگاه ۴ معادل ۰/۹۳ محاسبه شد. شاخص شانون-وینر از نواحی بالادست رودخانه به سمت پایین‌دست یک روند کاهشی را نشان داد. در مورد شاخص مارگالف، بیشترین مقادیر به ترتیب در ایستگاه‌های ۲ معادل ۲/۵۵ و ۳ معادل ۲/۳۰ مشاهده شد و ایستگاه ۱ از این نظر کمترین مقدار را نشان داد. الگوی شاخص BMWP نیز کم‌وبیش مشابه الگوی شاخص مارگالوف بود بدین معنی که ایستگاه‌های ۲ و ۳ بیشترین مقادیر و ایستگاه ۱ کمترین مقادیر را نشان داد. تغییرات شاخص ASPT نشان داد که بیشترین میزان این شاخص در ایستگاه ۱ معادل ۵/۱۶ بوده و به سمت ایستگاه‌های پایین‌دست یک روند نزولی مشاهده شد به‌طوری‌که کمترین مقدار این شاخص در ایستگاه ۴ معادل ۴/۵۷مشاهده گردید.

جدول ۸. محاسبه شاخص‌های زیستی بی‌مهرگان کفزی رودخانه خرم‌رود

شاخص زیستی / ایستگاه	Shannon Weiner	Margalef D	BMWP	ASPT
۱	۱/۶۷	۱/۸۲	۳۱	۵/۱۶
۲	۱/۳۹	۲/۵۵	۳۵	۵
۳	۱/۳۳	۲/۳۰	۳۴	۴/۸۵
۴	۰/۹۳	۱/۹۳	۳۲	۴/۵۷

بحث

رودخانه خرم‌رود در طول مسیر خود به دلیل اثرپذیری از عوامل مختلف از جمله پساب مزارع کشاورزی و دامپروری، فاضلاب‌های شهری و انسانی از نظر کیفیت دچار تغییرات زیادی می‌گردد. این تغییرات با در نظر گرفتن منابع آلوده‌کننده در حوضه آبخیز که نتیجه آن تغییر در پارامترهای فیزیکوشیمیایی و زیستی است، قابل تجزیه‌وتحلیل می‌باشند. در طول مسیر

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

رودخانه پارامترهای آلوده‌کننده روند افزایشی داشته و با حرکت به سمت ایستگاه‌های پایین‌دست این مشخصه‌ها از حد مجاز فراتر رفته‌اند. در این مطالعه از بنتوزها جهت تشخیص میزان آلودگی آب رودخانه خرم‌رود استفاده شد به این دلیل که بزرگ بی‌مهرگان آبزی غالباً به‌طور گسترده‌ای به‌عنوان بیواندیکاتورهایی مؤثر جهت تشخیص و کنترل تغییرات طبیعی زیست‌محیطی یا استرس‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی به کار گرفته می‌شوند (Shahbazi-Naserabad *et al.*, 2016). مطالعات متعددی موید آن است که این جوامع معیار مناسبی برای ارزیابی وضعیت اکولوژیکی یک اکوسیستم آبی می‌باشند (Collier and Henriques, 1991; Covich *et al.*, 1999; Callisto *et al.*, 2005; Tajari *et al.*, 2014). تراکم بسیار بالای شیرونومیدها در ایستگاه‌های پایین‌دست شهر خرم‌آباد با توجه به تحمل خوبی که این گروه نسبت به کاهش میزان اکسیژن محلول دارند و بسترهای گلی-لجنی و سرشار از مواد آلی را ترجیح می‌دهند (Armitage *et al.*, 1995) بیانگر تناسب شرایط ایستگاه ۴ با این خانواده است. نتایج مشابهی در ارتباط با تراکم بالای این نمونه در پایین‌دست رودخانه زاینده‌رود گزارش شده است (Ebrahimi *et al.*, 2015). از آنجا که افزایش نسبی ماکروبنتوزهای مقاوم معمولاً در پاسخ به افزایش فشارهای محیطی بر اکوسیستم رودخانه در جهت جبران آشفتگی حاصله و یا استفاده از فرصت‌های جدید ایجاد شده می‌باشد (Parvandi *et al.*, 2016; Shahbazi-Naserabad *et al.*, 2016)، افزایش جمعیت شیرونومیده‌ها در ایستگاه ۴ را می‌توان به عنوان نماد سیستم خودپالایی این رودخانه قلمداد کرد. راسته یک‌روزه‌ها را می‌توان به عنوان شاخص سلامت آب‌ها در نظر گرفت (shahbazi-Naserabad *et al*, 2016) به‌عنوان‌مثال خانواده‌های باتیده و تریکوتیده در ایستگاه ۴ فراوانی کمتری نسبت به سایر ایستگاه‌ها دارند که این موضوع می‌تواند نشان‌دهنده افزایش آلودگی در این ایستگاه به دلیل دریافت مقادیر بالایی از انواع آلاینده‌ها باشد. تحلیل وضعیت کیفی اکوسیستم رودخانه خیررودکنار نوشهر در استان مازندران به کمک شاخص‌های تنوع زیستی نیز موید این موضوع است (Shahbazi-Naserabad *et al.*, 2016). ازآنجاکه در محاسبه شاخص ASPT خانواده‌های با مقاومت بیشتر نسبت به آلودگی امتیاز کمتری می‌گیرند، کاهش این شاخص به معنی افزایش گروه‌های مقاوم به آلودگی و نشان‌دهنده کاهش کیفیت آب است (Clifford, 1991). کمترین مقدار این شاخص مربوط به ایستگاه ۴ (۴/۵۷) و بیش‌ترین مقدار آن به ایستگاه ۱ (۵/۱۶) تعلق دارد. در مجموع، با توجه به جدول طبقه بندی کیفی آب با استفاده از شاخص ASPT ایستگاه‌های ۲، ۳ و ۴ در طبقه بندی کیفیت متوسط آلودگی (۵-۴) و ایستگاه ه ۱ کیفیت آب مشکوک به آلودگی گزارش شد (۵-۶)، با توجه به اعداد به دست آمده ایستگاه ۱ نسبت به سایر ایستگاه‌ها در وضعیت بهتری قرار دارد، اما این ایستگاه، در یک بازه زمانی کوتاه به طور موقت تحت فعالیت‌هایی نظیر ماسه شویی قرار گرفت و کیفیت آن را دچار تغییراتی کرد که با گذشت زمان و طی خودپالایی رودخانه رفته رفته تا حدودی به حالت قبل بازگردانده شده است. بر اساس مشاهدات میدانی، تمامی فاضلاب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی مناطق بالادست به رودخانه خرم‌رود تخلیه می‌شوند. بنابراین انتظار می‌رود که با حرکت از بالادست رودخانه به بخش‌های پایین‌دست، به دلیل ورود مقادیر بسیار زیادی فاضلاب و افت شدید کیفیت آب رودخانه، تنوع گونه‌های حساس به‌شدت رو به کاهش بگذارد و گونه‌های مقاوم نظیر شیرونومیده افزایش چشمگیری داشته باشند که این مسئله صحت ارزیابی بر اساس شاخص ASPT را تأیید می‌کند. در تایید این موضوع، مطالعات (Karami *et al.* 2017) در رودخانه گاماسیاب با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT نیز نشان داد که ایستگاه‌های پایین‌دست به دلیل ورود آلاینده‌های فراوان در طبقه‌بندی متوسط و بد قرار گرفتند. تغییرات شاخص BMWP نیز مانند شاخص ASPT آلودگی آب رودخانه خرم‌رود را تأیید کرد. با توجه به نتایج ارائه شده در تمامی ایستگاه‌های نمونه‌برداری، مقادیر شاخص BMWP در محدوده ۳۵-۱۵ قرار داشت و با توجه به جدول استاندارد کیفی آب بر اساس شاخص BMWP کیفیت آب رودخانه خرم‌رود در طبقه آلوده و تحت شرایط بحرانی قرار دارد. نتایج شاخص شانون-وینر نیز در تایید نتایج دیگر شاخص‌ها آلودگی سطح متوسط را در این رودخانه نشان داد و مشخص کرد که با حرکت به سمت پایین‌دست رودخانه شاهد افت شرایط کیفی رودخانه هستیم. در بررسی نتایج به دست آمده از شاخص مارگالف مشخص شد که کیفیت آب در ایستگاه ۲ به نسبت سایر ایستگاه‌ها بالاتر است در توجیه این مسئله باید گفت بر اساس مشاهدات میدانی، در ایستگاه ۱ با وجود بهتر بودن کیفیت آب، انتظار مشاهده تنوع گونه‌ای بالاتری وجود داشت (Shams *et al.*, 2014) اما احتمالاً به خاطر عرض کمتر رودخانه و

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

شدت‌جریان بالای آب، فرصت کمتری برای استقرار گونه‌های مختلف وجود دارد. این در حالی است که در ایستگاه ۲ به دلیل افزایش عرض رودخانه و شدت‌جریان کمتر آب در این بخش، گونه‌های بیشتری از ماکروبنتوزها امکان استقرار داشته‌اند. در ایستگاه ۳ ورود حجم نسبتاً بالایی از فاضلاب شهری به درون رودخانه مشهود بود، همچنین دخالت انسان در اکوسیستم به‌واسطه‌ی ساخت‌وسازهای شهری و تفرجگاهی به وضوح سبب تغییر چشم‌انداز رودخانه شده و وجود نخاله‌های ساختمانی و غیره منظره‌ی رودخانه را از حالت طبیعی خارج کرده است. با توجه به وجود شرایط زیستی نامطلوب برای اکثر گونه‌ها، در این ایستگاه شاهد حضور و فراوانی گونه‌های مقاوم‌تر بودیم. ایستگاه ۴ نیز با توجه به ورود پساب‌های کشاورزی، صنعتی و فاضلاب‌های خانگی به‌شدت تحت تأثیر بود بنابراین در دو ایستگاه ۳ و۴ گونه‌های مقاوم به آلودگی به‌وفور یافت شدند. درمجموع، فراوانی و تنوع ماکروبنتوزها در فصل پاییز بیشترین مقدار را نسبت به سایر فصول نشان داد. درحالی‌که، فصل زمستان کمترین تراکم و تنوع ماکروبنتوزها مشاهده گردید. علت کاهش ماکروبنتوزها در فصل زمستان را می‌توان به سیلابی بودن رودخانه و افزایش دبی آب نسبت داد، یعنی هر چه دبی آب بیشتر باشد فراوانی ماکروبنتوزها کمتر می‌شود، زیرا افزایش دبی آب مانع از استقرار موجودات کفزی بر روی بسترها می‌شود که درنتیجه آن کاهش تنوع گونه‌ای بنتوزها را در پی دارد. مطالعه (Sagar ,1986) در رابطه با تاثیر سیل بر روی بنتوزها، نتایج مشابهی را نشان داد و مشاهده شد شدت یافتن جریان های سیلابی کاهش جمعیت ماکروبنتوزها را در پی دارد. (Death, 2008) اظهار کرد که سیلاب‌ها بسته به شدت‌جریان، شرایط‌هیدرولوژی و ریخت‌شناسی آبراهه به صورت مستقیم و غیرمستقیم با تغییر در زیستگاه، بی مهرگان آبزی را تحت تاثیر قرار می دهد به گونه‌ای که باعث حذف برخی ارگانیسم‌ها و شسته شدن و جابجا کردن آن‌ها بین بسترها می‌شود، برخی دیگر نیز به پناه گاه هایی وارد می‌شوند تا از خطر سیلاب در امان بمانند. همه این‌ها باعث می‌شود که فراوانی ماکروبنتوزها در نمونه برداری‌های پس از سیل به حداقل مقدار خود برسد. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که توزیع آرایه‌ها تحت تأثیر ورود آلاینده‌ها از نظر فراوانی، تنوع و همچنین افزایش گونه‌های مقاوم در مقابل آلودگی بوده است. در تمام ایستگاه‌های نمونه‌برداری مقادیری آلودگی مشاهده شد اما میزان این آلودگی در بخش‌های مختلف رودخانه متفاوت بوده است. عامل اصلی آلودگی این رودخانه پساب‌های کشاورزی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی در حاشیه رودخانه، ساخت‌وسازهای شهری و تفرجگاهی، پساب‌های صنعتی و فاضلاب‌های خانگی روستاهای اطراف آن بوده است. بنابراین به‌عنوان یک راهکار پیشنهادی، می‌توان با جلوگیری از ساخت‌وسازهای غیراستاندارد، حفاظت از حریم رودخانه و کنترل ورود آلاینده‌ها و با اعمال مدیریت شیلاتی و زیست‌محیطی شرایط رودخانه را به‌گونه‌ای بهبود بخشید که ضمن بهبود توان اکولوژیک رودخانه، جمعیت‌های زیستی به‌صورت پایدار بازسازی و استقرار یابند.

منابع

Abbasi, F., Ghorbani, R., Molaei, M., Naeimi, A., Karimian, E., Shirood-Mirzaei, F. 2014. Fish biodiversity in Shirabad stream (Gorganrood basin, Golestan province). Jpurnal of Applied Ichthyological reserch, 1(4): 11-24.

Abbaspour,R., Hasanzadeh, H., Alizadeh-Sabet, H., Hedayati-Fard, M., Mesgaran-Karimi, J. 2013. Qualitative Assessment of Cheshmeh Kileh River Using Benthic Invertebrate Communities and water physicochemical factors. Journal of Aquaculture Development, 7(4): 43-56. (in Persian).

Armitage, P.D., Pinder, L.C., Cranston, P. 1995. The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges, 1st. Springer. Netherlands.

Azrina, M.Z., Yap, C.K., Ismail, A.R., Ismail, A., Tan, S.G. 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia Ecotoxicology and Environmental Safety, 64(3): 337-347.

Bouchard, J.R.W. 2004. Guide to Aquatic Invertebrates of the Upper Midwest: Identification Manual for Students, Citizen Monitors, and Aquatic Resource Professionals. University of Minnesota. Minnesota.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

Callisto, M., Goulart, M., Barbosa, F.A.R., Rocha, O. 2005. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco river (northeastern Brazil). Brazilian Journal of Biology, 65(2): 229-240.

Chonova, T., Kurmayer, R., Rimet, F., Labanowski, J., Vasselon, V., Keck, F., Illmer, P., Bouchez, A. 2019. Benthic Diatom Communities in an Alpine River Impacted by Waste Water Treatment Effluents as Revealed Using DNA Metabarcoding. Frontiers in Microbiology, 10: 1-17.

Clifford, H.F. 1991. Aquatic Invertebrates of Alberta. University of Alberta Press. Alberta.

Collier, K., Henriques, P. 1991. Aquatic Invertebrates of Ngaruroro River, Hawke's Bay. D.o. Conservation, Department of Conservation, New Zealand, 22 p.

Covich, A.P., Palmer, M.A., Crowl, T.A. 1999. The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. BioScience, 49(2): 119-127.

Death, R.G. 2008. The Effect of Floods on Aquatic Invertebrate Communities. In: Proceedings of the Royal Entomological Society's 24th Symposium, London. CABI International.

Ebrahimi, E., Soofiani, N.M., Keivany, Y. 2015. Macrobenthos of lower Zayandehrud River. Journal of Aquatic Ecology, 4(3): 83-89. (in Persian).

Foomani, A., Gholizade, M., Harsij, M., Salavatian, S.-M. 2019. Spatial and temporal variations of the benthic invertebrate community of Shanbeh-Bazaar, Anzali wetland leading to Caspian Sea. Journal of Aquatic Ecology, 8(4): 87-95. (in Persian).

Gerhardt, A. 2001. A New Multispecies Freshwater Biomonitor for Ecologically Relevant Supervision of Surface Waters. In: F.M. Butterworth, A. Gunatilaka, M.E. Gonsebatt (eds.). Biomonitors and Biomarkers as Indicators of Environmental Change 2. New York. Springer. 301-316

Gerhardt, A., Bisthoven, L.J.d., Soares, A.M.V.M. 2004. Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioural toxicity bioassay. Environmental Pollution, 130: 263-274.

IBM-Corporation. 2012. IBM SPSS Statistics for Windows. Vol. 21.0. Armonk, NewYork: IBM Corporation

Javanshir Khooii, A.J. 2015. Hydrobiology General & complementary. Ekhvat. Tehran. (in Persian).

Khosravani, S., Mohammadi-Zadeh, F., Yahyavi, M. 2014. Biological assessment of river Haji Abad (Hormuzgan province) Using Macrobenthic Community Structure. Journal of Aquatic Ecology, 4(1): 43-35.

Karami, M., Harijani, J.M., Gharaei, A., Pouria, M. 2017. Assessment of water quality of Gamasiab River using BMWP and ASPT Indices. Journal of Aquatic Ecology, 7(1): 29-38. (in Persian).

Mandaville, S.M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwater-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols, Project H-1. 128.

Mihailova, P., Traykov, I.T., Tosheva, A., Nachev, M. 2013. Changes in biological and physicochemical parameters of river water in a small hydropower reservoir cascade. Bulgarian Journal of Agricultural Science, 19(2): 286-289.

NematiVarnosfaderani, M., Ebrahimi, E., Mirghaffary, N., Safyanian, A. 2010. Biological assessment of the Zayandeh Rud River, Iran, using benthic macroinvertebrates. Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters .Volume 40, Issue 3, September 2010, Pages 226-232.

Noori, Z., Malekian, A. 2016. the Effect of Factors Affecting Water Quality on Simareh and Kashkan Rivers in Ilam and Lorestan Provinces. Natural Environment, Iranian Natural Resources, 69(2): summer 2016.(in persian).

Parafkandeh, F., Afraei-Bandpei, M.A., Solaimani-Rudy, A. 2016. Distribution, abundance and biomass of macrobenthos in the location of fish cage culture in the southern Caspian Sea (Mazandaran water - Kelarabad). Iranian Scientific Fisheries Journal, 25(3): 91-103. (in Persian).

Parvandi, S., Abdoli, A., Hashemi, S.H. 2016. Biological assessment Jajrood River using the Macrobenthos community structure. Journal of Aquatic Ecology, 6(1): 20-32. (in Persian).

Pirali Zefrehei, E. Ebrahimi. 2017. Introduction of Several Biological Indices for the Assessment of River Water Quality. Journal of Water and Sustainable Development. Vol.3, No 2, P: 35-42.(in persian).

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

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

Radaie, F., Rahmani, H., Haghparast, S., Rekabi, S.M. 2017. The effect of spring floods on biodiversity indices of invertebrates in Chalous river of Mazandaran provinc. Journal of Aquatic Ecology. 7(2): 125-136.(in persian).

Sagar, P.M. 1986. The effects of floods on the invertebrate fauna of a large, unstable braided river. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 20(1): 37-46.

Seaby, R.M.H., Henderson, P.A. 2006. Species Diversity and Richness Version 4. 4th. Lymington, England. Pisces Conservation Ltd

Shahbazi-Naserabad, S., Poorbagher, H., Eagderi, S., Danehkar, A., Rajaei, M. 2016. An analysis on qualitative status of the Kheiroodkenar River ecosystem using the biodiversity indeces ASPT and BMWP. Journal of Natural Environment, 69(2): 439-467. (in Persian).

Shams, G.K., Yusefzadeh, A., Godinia, H., Hoseinzadehd, E., Khoshgoftare, M., Yusefzadeh, A. 2014. Evaluation of River Water Quality using NSFWQI and GIS: A case study of Khorramrood River in Khorramabad, Iran. Archives of Hygiene Sciences, 3(3): 101-111.

Shannon, C.E., Weaver, W. 1949. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press. Urbana.

Shimabukuro, E.M., Henry, R. 2011. Controlling factors of benthic macroinvertebrates distribution in a small tropical pond, lateral to the Paranapanema River (São Paulo, Brazil). Acta Limnologica Brasiliensia, 23(2): 154-163.

Shokri-Saravi, M., Ahmadi, M.R., Rahmani, H., Kamrani, A. 2014. Evaluation of water quality based on Hilsenhoff Biological Indices, Shannon-Wiener Diversity and Environmental Indices in Tajan River. Jornal of Scientific Research, 3(4): 43-55. (in Persian).

Stark, J.D., Boothroyd, I.K.G., Harding, J.S., Maxted, J.R., Scarsbrook, M.R. 2001. Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams. M.f.t. Environment, Ministry for the Environment, 57 p.

Tabatabie, T., Amiri, F., Pazira, A. 2009. Monitoring structure and biodiversity of Macrofauna community as pollution index on Mussa and Ghannam creek. Fisheries Journal, 3(4)(in Persian).

Tajari, M., Razii, M., Afsa, S., Azimi, A., Shamekhi-Ranjbar, K., Hami-Tabari, A. 2014. The Study of Diversity, Abundance and Biomass of Benthos in Gomishan Wetland in Golestan Province. Journal of Animal Biology, 6(2): 11-19.

Uherek, C.B., Gouveia, F.B.P. 2014. Biological Monitoring Using Macroinvertebrates as Bioindicators of Water Quality of Maroaga Stream in the Maroaga Cave System, Presidente Figueiredo, Amazon, Brazil. International Journal of Ecology, 2014: 1-8.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]

Journal of Aquatic Ecology
Volume12, Issue 4, Spring 2023
Pages:78-93

Journal of Aquatic Ecology

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

University Of Hormozgan

Pollution monitoring of Khorram-rud River - Lorestan Province using macroinvertebrates as biological indicators

Paria Darvishi[1]; Arash Javanshir[1,*]; Soheil Eagderi[1]; Manoochehr Nasri[2]

1. Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, College of Agriculture and Natureal Resources, University of Tehran, Karaj, Iran
2. Department of Fisheries Sciences and Engineering, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Lorestan University, Khorramabad, Iran

Abstract

Human activities are the main cause of river pollution that continuously affect water quality of the rivers. In this study, the population structure of macroinvertebrates was investigated as a biological indicator for water quality in the Khorram-rud River. For this purpose, a number of four stations were selected and some physicochemical parameters along with macroinvertebrates sampling were done monthly in each station for 12 months (December 2018-November 2019). Totally, 26 families in 14 orders of macroinvertebrates were found with the domination of families Chironomidae, Baetidae, and Tricorythidae, respectively. The results of physicochemical factors showed that the lowest and the highest water temperatures were recorded 8.66 ± 0.57 °C in December and 23.66 ± 0.57 °C in July, respectively. The maximum and the minimum average dissolved oxygen were recorded 5.83 ± 0.28 mg/l in station (1) in March, and 0/00 mg/l in station (4) in June. Minimum amd maximim pH values were recorded 6 ± 0.86 in January and 8 ± 0/00 in June. The average change of nitrite in different stations showed a slight fluctuation but was higher than the allowable limit in all stations. The highest amount of nitrate was 36.66 ± 5.77 in station (3) in June and the lowest was recorded 2 ± 0/00 mg/l in a station (1) in December. The seasonal variations in density of macroinvertebrates indicate the maximum density in autumn and the minimum density in winter. The results based on (BMWP, ASPT) and richness and diversity indices (Shannon-Weiner, Margalef) indicated that the Khorram-rud River water is in the contaminated water class.

ARTICLE TYPE
Research

Received: 3 May 2020
Accepted: 24 January 2021
ePublished: 16 May 2023

* Corresponding Author:
Arashjavanshir@ut.ac.ir

Keywords: Biological evaluation, Physicochemical parameters, Benthic invertebrates, Khorram-rud River, BMWP, ASPT

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.6.6]