



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

پریا درویشی<sup>۱</sup>، آرش جوانشیر<sup>۱\*</sup>، سهیل ایگدری<sup>۱</sup>، منوچهر نصری<sup>۲</sup>

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

### 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 ۱۳۹۷ تا 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  $8/66 \pm 0/57$  و در تیر ماه  $23/66 \pm 0/57$  درجه سانتی‌گراد، بالاترین میانگین اکسیژن محلول در اسفند ماه معادل  $5/83 \pm 0/28$  میلی‌گرم بر لیتر در ایستگاه ۱ و کمترین مقدار آن  $0/00$  میلی‌گرم بر لیتر در ایستگاه ۴ بود. مقدار pH با حداقل  $6/86 \pm 0/00$  در دی ماه و حداکثر  $8 \pm 0/00$  در خرداد ماه ثبت گردید. میانگین تغییرات نیتريت در ایستگاه‌های مختلف، نوسان اندکی نشان داد اما در تمامی ایستگاه‌ها بالاتر از حد مجاز بود. بیشترین مقدار نیتريت در ایستگاه ۳ در خردادماه معادل  $36/66 \pm 5/77$  و کمترین آن در ایستگاه ۱ در آذرماه معادل  $2 \pm 0/00$  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.

### 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

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

### 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 آبی 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 (Tabatabaie et al., 2014).

2009). با توجه به تأثیر آلاینده‌ها بر موجودات آبی، 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 آبی، 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 آبی در کنار مطالعات فیزیکوشیمیایی آب می‌تواند در جهت تعیین وضعیت کیفی آب‌ها به شکل مطلوب و مؤثری کمک نماید (Abbaspour *et al.*, 2013).

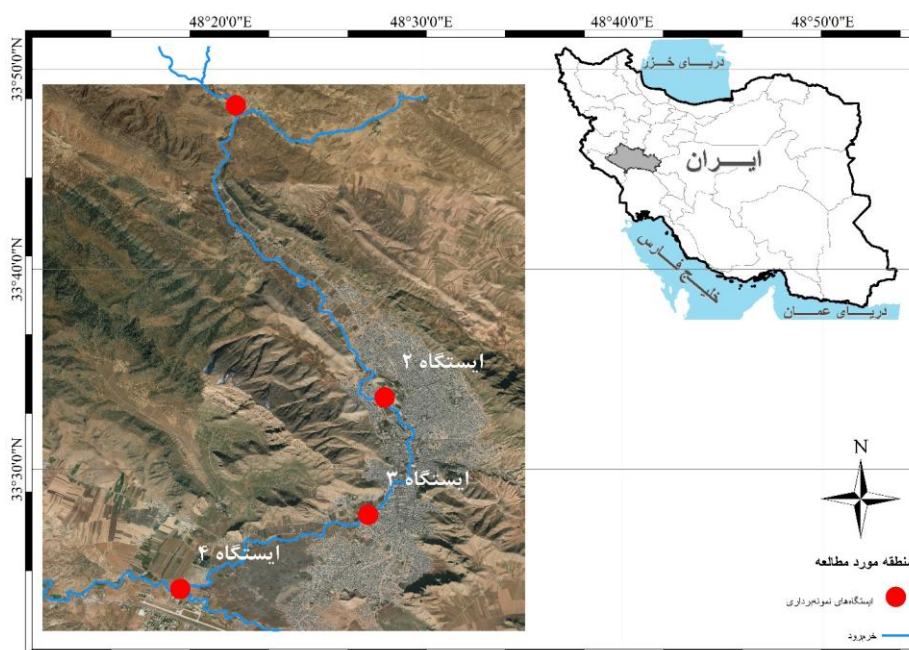
از مؤثرترین روش‌های عملی و به صرفه اقتصادی جهت تعیین سلامت اکولوژیکی آب ارزیابی و پایش بیولوژیکی می‌باشد. کاربرد این شاخص‌ها در ارزیابی کیفیت آب بر این اساس استوار است که ساختار اجتماعات کفزی ممکن است متعاقب آشفتگی‌های محیط تغییر می‌کند و آلودگی‌ها از تنوع بزرگ بی مهرگان می‌کاهد، بنابراین کاهش تنوع خانواده‌های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

یکی از رایج‌ترین شاخص‌های زیست‌شناختی 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 پایین‌تر و بالعکس (Varnosfaderany *et al.*, 2010). یکی دیگر از روش‌های متداول در بررسی کیفیت آب بر اساس مقاومت گروه‌های مختلف بی‌مهره نسبت به آلاینده‌ها، شاخص زیستی ASPT (Average Score per Taxon) می‌باشد که در سطح خانواده ارزیابی شده و بیش‌ترین امتیاز به خانواده‌هایی 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، معمولاً 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 شانون‌وینر 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. به‌عنوان مثال: (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

جوامع کفزیان رودخانه تجن عنوان شد که فعالیت‌های آبرزی پروری، کارخانه‌های کاغذسازی، جاده‌سازی و فاضلاب‌های انسانی از بالادست رودخانه به سمت پایین دست 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 به منظور 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 پایین دست 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 کنارآبرزی 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، نیتريت، 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

جدول ۱. مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های مورد مطالعه بر روی رودخانه خرم‌رود

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

### تجزیه و تحلیل آماری

نرمال بودن تمامی داده‌های شمارش ماکروبن‌توزها ابتدا به کمک آزمون کلموگروف-اسمیرنوف بررسی شد. برای تجزیه و تحلیل 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. به منظور 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 و ASPT ارزیابی شد و به صورت جدول ارائه گردید. شاخص تنوع شانون-وینر بر اساس رابطه زیر (۱) محاسبه شد:

$$H' = -\sum_{i=1}^S (P_i) (\ln P_i) \quad \text{رابطه (۱)}$$

که در این رابطه  $P_i$  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)

| $H' > 3$  | $H' = 1-2$   | $H' < 1$     | شاخص تنوع $H'$ |
|-----------|--------------|--------------|----------------|
| غیر آلوده | نسبتاً آلوده | شدیداً آلوده | وضعیت آلودگی   |

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

$$D = \frac{S-1}{\ln N} \quad \text{رابطه (۲)}$$

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. در نهایت 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)       | $150 <$   | آب‌های خیلی تمیز                            |
| خوب (II)           | 150-101   | آب‌های تمیز یا به مقدار جزئی تغییر یافته    |
| قابل قبول (III)    | 100-61    | آب‌های تمیز اما اندکی تحت آلودگی قرار گرفته |
| مشکوک (IV)         | 60-36     | آب‌هایی که به‌طور متوسط تحت فشار آلودگی     |
| بحرانی (V)         | 35-15     | آب‌های آلوده                                |
| به‌شدت بحرانی (VI) | 15 >      | 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)

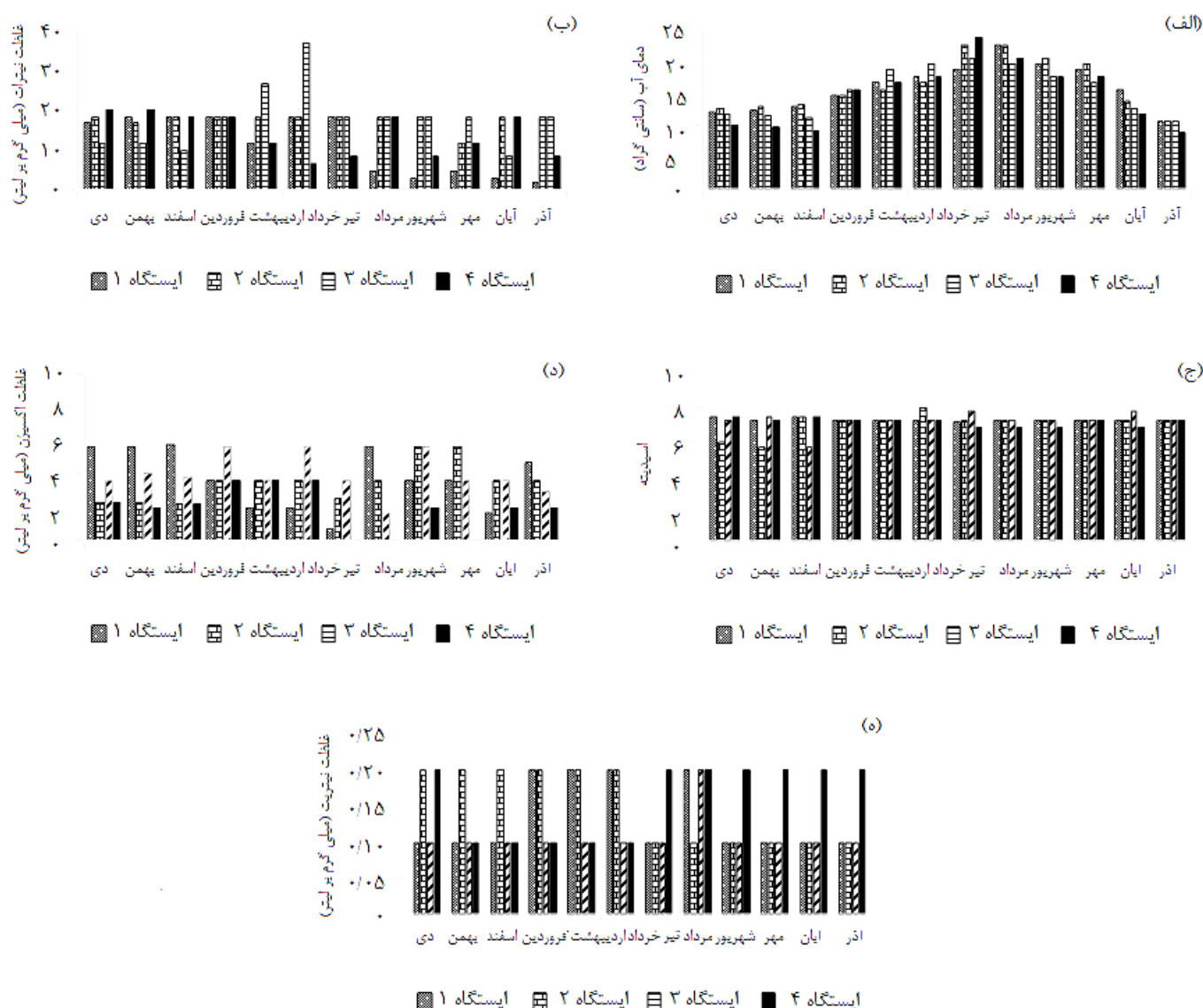
| کیفیت آب                        | دسته‌بندی   |
|---------------------------------|-------------|
| آب‌های تمیز                     | بیش‌تر از ۶ |
| آب‌های با کیفیت مشکوک به آلودگی | ۶-۵         |
| آب‌های با احتمال آلودگی متوسط   | ۵-۴         |
| آب‌های با آلودگی شدید           | کمتر از ۴   |

## 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  $8/57 \pm 0/66$  و در تیر ماه با  $23/66 \pm 0/57$  درجه سانتی‌گراد در ایستگاه ۴ بود. بالاترین میانگین اکسیژن محلول در اسفند ماه معادل  $5/83 \pm 0/28$  میلی‌گرم بر لیتر در ایستگاه ۱ و کمترین مقدار آن  $0/00$  میلی‌گرم بر لیتر 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  $0/86 \pm 6$  در دی ماه و حداکثر  $0/00 \pm 8$  در خرداد ماه ثبت گردید که دامنه تغییرات آن در بیشتر

ایستگاه‌ها در محدوده خنثی و متمایل به شرایط بازی بود. میانگین تغییرات نیتريت در ایستگاه‌های مختلف، نوسان اندکی نشان داد اما در تمامی ایستگاه‌ها بالاتر از حد مجاز بود. بیشترین مقدار نیتريت در ایستگاه ۳ در خردادماه معادل  $5 \pm 77$  و کمترین آن در ایستگاه ۱ در آذرماه معادل  $2 \pm 0/00$  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 نیتريت  $(p < 0/05)$  و اکسیژن  $(p < 0/01)$  و باتیده با نیتريت  $(p < 0/01)$  رابطه معکوس معنی‌داری دارد و رابطه بین pH با باتیده مثبت و معنی‌دار است  $(p < 0/05)$  (جدول ۵).



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

جدول ۵. همبستگی فاکتورهای فیزیکوشیمیایی با فراوانی خانواده‌های بی‌مهرگان کفزی

| خانواده         | O <sub>2</sub> | pH    | No <sub>2</sub> | No <sub>3</sub> | 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**  |
| Ephydriidae     | -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    |
| Glossophoniidae | 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*  |

\*\* معنی دار بودن همبستگی در سطح ۰/۰۱

\* معنی دار بودن همبستگی در سطح ۰/۰۵

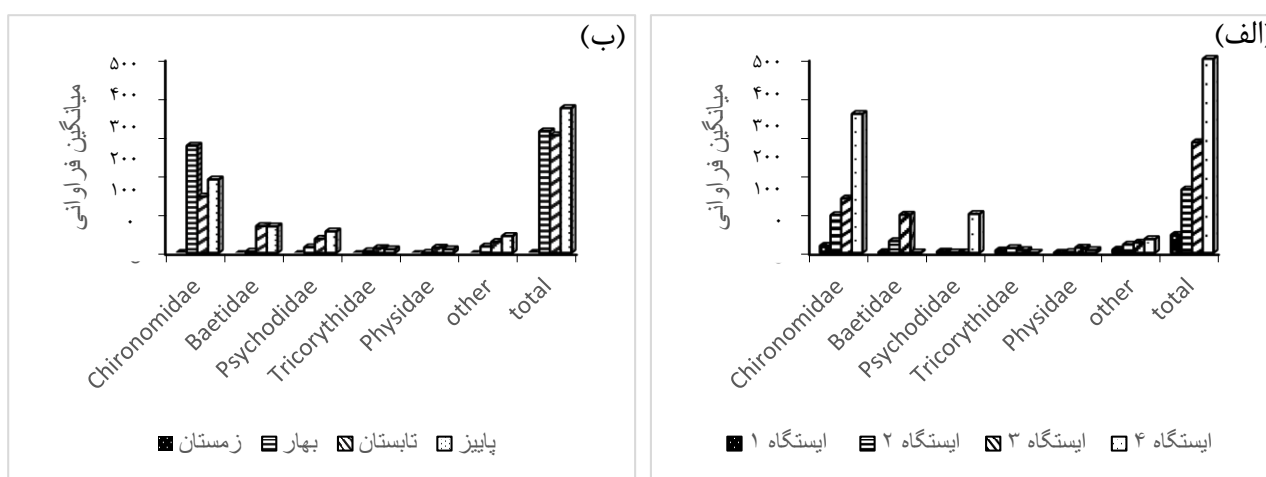
### تراکم و پراکنش درشت‌بی‌مهرگان کفزی

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      |
|               |              |                  | Ephydriidae      |
|               |              |                  | Chaoboridae      |
|               |              |                  | Simuliidae       |
|               |              | Ephemeroptera    | Heptageniidae    |
|               |              |                  | Tricorythidae    |
|               |              |                  | Baetidae         |
|               |              |                  | Caenidae         |
|               |              | Odonata          | Aeshnidae        |
|               |              | Hemiptera        | Corixidae        |
|               |              |                  | Pleidae          |
|               |              |                  | saldidae         |
|               | Collembola   | Entomobryomorpha | Isotomidae       |
|               | Arachida     | Araneae          | Pisauridae       |
|               | Branchiopoda | Cladocera        | Daphniidae       |

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



شکل ۳. الف: میانگین فراوانی گروه های مختلف کفزیان در ایستگاه های مطالعاتی رودخانه خرم رود (۱۳۹۷-۱۳۹۸)، ب: میانگین فراوانی گروه های

شناسایی شده در رودخانه خرم رود طی فصول مختلف (۱۳۹۷-۱۳۹۸)

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

| ایستگاه‌ها      | زمستان |   |   |   | بهار |   |   |   | تابستان |   |   |   | پاییز |   |   |   |
|-----------------|--------|---|---|---|------|---|---|---|---------|---|---|---|-------|---|---|---|
|                 | 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      | -      | - | - | - | +    | - | - | - | -       | - | - | - | -     | - | - | - |
| Ephydriidae     | -      | - | - | - | -    | + | - | - | -       | - | - | - | -     | - | - | - |
| Physidae        | -      | - | - | - | +    | + | + | - | -       | - | - | - | -     | - | - | - |
| Hydrobiidae     | -      | - | - | - | -    | - | - | + | -       | - | - | - | -     | - | - | - |
| Caenidae        | -      | - | - | - | -    | - | - | - | -       | - | - | - | -     | - | - | - |
| Chaoboridae     | -      | - | - | - | -    | - | - | - | -       | - | - | - | -     | - | - | - |
| Simuliidae      | -      | - | - | - | -    | - | - | - | -       | - | - | - | -     | - | - | - |
| Glassiphoniidae | -      | - | - | - | -    | - | - | - | -       | - | - | - | -     | - | - | - |
| Lymnaeidae      | -      | - | - | - | -    | - | - | - | -       | - | - | - | -     | - | - | - |
| Saldidae        | -      | - | - | - | -    | - | - | - | -       | - | - | - | -     | - | - | - |
| Lepadellidae    | -      | - | - | - | -    | - | - | - | -       | - | - | - | -     | - | - | - |
| Lecanidae       | -      | - | - | - | -    | - | - | - | -       | - | - | - | -     | - | - | - |

| فصل           | زمستان | بهار | تابستان | پاییز |
|---------------|--------|------|---------|-------|
| Daphniidae    | -      | -    | -       | -     |
| Lumbriculidae | -      | -    | -       | -     |
| Dalyelliidae  | -      | -    | -       | -     |
| Hirudinidae   | -      | -    | -       | -     |
| Monhysteridae | -      | -    | -       | -     |

## شاخص‌های زیستی ماکروبتوزها

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 مارگالف 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 به طوری که کمترین مقدار این شاخص در ایستگاه ۴ معادل ۴/۵۷ مشاهده گردید.

جدول ۸. محاسبه شاخص‌های زیستی بی‌مهرگان کفزی رودخانه خرم‌رود

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

## 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 تجزیه و تحلیل می‌باشند. در طول مسیر

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 آبی 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 *et al.*, 2014; Tajari *et al.*, 2014; Callisto *et al.*, 2005; Covich *et al.*, 1999; Henriques, 1991). 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 شیرونومیدها 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) به‌عنوان مثال 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 خیرودکنار نوشهر در استان مازندران به کمک شاخص‌های تنوع زیستی نیز موید این موضوع است (Shahbazi-Naserabad *et al.*, 2016). از آنجا که 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 طبقه‌بندی کیفی آب با استفاده از شاخص ASPT ایستگاه‌های ۲، ۳ و ۴ در طبقه بندی کیفیت متوسط آلودگی (۴-۵) و ایستگاه ۵ 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 شیرونومیدها 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

شدت جریان بالای آب، فرصت کمتری برای استقرار گونه‌های مختلف وجود دارد. این در حالی است که در ایستگاه ۲ به دلیل افزایش عرض رودخانه و شدت جریان 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 به واسطه‌ی 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 به شدت تحت تأثیر بود بنابراین در دو ایستگاه ۳ و ۴ گونه‌های مقاوم به آلودگی به‌وفور یافت شدند. در مجموع، فراوانی و تنوع ماکروبنتوزها در فصل پاییز بیشترین مقدار را نسبت به سایر فصول نشان داد. در حالی که، 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 در نتیجه آن کاهش تنوع گونه‌ای بنتوزها را در پی دارد. مطالعه (Sagar, 1986) در رابطه با تأثیر سیل بر روی بنتوزها، نتایج مشابهی را نشان داد و مشاهده شد شدت یافتن جریان‌های سیلابی کاهش جمعیت ماکروبنتوزها را در پی دارد. (Death, 2008) اظهار کرد که سیلاب‌ها بسته به شدت جریان، شرایط هیدرولوژی و ریخت‌شناسی آبراهه به صورت مستقیم و غیرمستقیم با تغییر در زیستگاه، بی‌مهرگان آبی را تحت تأثیر قرار می‌دهد به گونه‌ای که باعث حذف برخی ارگانسیم‌ها و شسته شدن و جابجا کردن آن‌ها بین بسترها می‌شود، برخی دیگر نیز به پناه گاه‌هایی 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 به گونه‌ای 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). *Journal of Applied Ichthyological research*, 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.

- 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. Gensebatt (eds.). *Biomonitoring 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, New York: 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.

- 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., Danekar, 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 NSFQI 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.
- Tabatabaie, 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.



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

Paria Darvishi<sup>1</sup>; Arash Javanshir<sup>1,\*</sup>; Soheil Eagderi<sup>1</sup>; Manoochehr Nasri<sup>2</sup>

1. Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, College of Agriculture and Natural 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  $8.66 \pm 0.57$  °C in December and  $23.66 \pm 0.57$  °C in July, respectively. The maximum and the minimum average dissolved oxygen were recorded  $5.83 \pm 0.28$  mg/l in station (1) in March, and 0/00 mg/l in station (4) in June. Minimum and maximum pH values were recorded  $6 \pm 0.86$  in January and  $8 \pm 0/00$  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  $36.66 \pm 5.77$  in station (3) in June and the lowest was recorded  $2 \pm 0/00$  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