

## تحلیل وضعیت کیفی اکوسیستم رودخانه خیرودکنار نوشهر با استفاده از

### شاخص‌های تنوع زیستی BMWP و ASPT

سعید شهبازی ناصرآباد<sup>۱</sup>، هادی پورباقر<sup>۲\*</sup>، سهیل ایگدیری<sup>۳</sup>، افشین دانه کار<sup>۴</sup>، معین رجایی<sup>۵</sup>

۱. دانش آموخته‌ی کارشناسی ارشد، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج،

۲. دانشیار، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

۳. دانشیار، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

۴. دانشیار، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج

۵. دانش آموخته‌ی کارشناسی ارشد، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۸/۱۰ - تاریخ تصویب: ۹۴/۳/۲۰)

#### چکیده

هدف از این پژوهش بررسی وضعیت کیفی رودخانه خیرودکنار و مقایسه کارایی شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT با شاخص‌های تنوع به منظور پایش زیست محیطی رودخانه‌های موقتی بود که بدین منظور تعداد ۴ ایستگاه در طول مسیر رودخانه خیرودکنار انتخاب و به طور ماهانه به مدت ۹ ماه از سال (در ماه‌های پرآب رودخانه) از آبان ماه ۱۳۹۱ تا تیرماه ۱۳۹۲، با ۳ تکرار در هر ایستگاه، اقدام به نمونه برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی شد. پس از شناسایی و شمارش ماکروبتوزها، با استفاده از امتیازهای مخصوص متعلق به هر خانواده، شاخص BMWP و پس از آن شاخص ASPT محاسبه شد. نتایج نشان داد که آب رودخانه خیرودکنار به جز در ناحیه مجاور روستای نجارده دارای وضعیت کیفی مطلوب می‌باشد، با این حال ایستگاه مطالعاتی مجاور روستا که شاخص BMWP آن ۶۴/۲ بدست آمد، دارای وضعیت کیفی متوسط می‌باشد. همچنین شاخص زیستی ASPT نیز برای ایستگاههای مطالعاتی نتایج مشابهی را بدست آورد. با این حال شاخص تنوع شانون-وینر برای ایستگاه‌های مطالعاتی ۱، ۳ و ۴ وضعیت نسبتاً آلوده و وضعیت ایستگاه ۲ را شدیداً آلوده پیش‌بینی کرد. نتایج حاصل از همبستگی پیرسون بین شاخص BMWP و ASPT نیز مثبت بود. به طور کلی می‌توان نتیجه گرفت با توجه به شرایط زیستگاهی این رودخانه، فصلی بودن آن و همچنین شرایط بسیار متغیر فاکتورهای فیزیکی-شیمیایی در این نوع از رودخانه‌ها، ترکیب ماکروبتوزها در ایستگاههای موردنظر نشان دهنده نتایج قابل اعتماد تر شاخص‌های زیستی می‌باشد.

**کلید واژگان:** شاخص زیستی، BMWP، ASPT، شاخص تنوع، کیفیت آب، رودخانه موقتی.

پایش زیستی استفاده از متغیرهای محیطی به منظور بررسی اثرات زیست محیطی می‌باشد (Gerhardt, 2001). اولین قدم در این نوع از مطالعات یافتن یک بیواندیکاتور ایده‌آل می‌باشد که حضور و عدم حضور، فراوانی و رفتار آن نشان‌دهنده استرس‌های محیطی بر آنها باشند (Bonada et al., 2006). بزرگ بی‌مهرگان کفزی بدلیل شاخصه‌هایی نظیر مقاومت متفاوت گروههای مختلف آنها در برابر آلودگی (Artemiadou and Lazaridou, 2005)، تحرک محدود آنها، نمونه برداری مقرون به صرفه (Metcalf, 1989)، گروههای زیستی مناسبی برای مطالعات پایشی هستند.

آسیب دیدگی جوامع ماکروبتوز باعث اختلال ساختار جمعیت و چرخه غذایی و به دنبال آن آسیب به جوامع زیستی ماهیان می‌شود. به طور کلی ویژگی‌های عملکردی و ساختاری جوامع کفزی این اجازه را می‌دهد که پاسخ رودخانه را به عوامل استرس زا بررسی کرده و آسیب‌های وارده را با شاخصهای مختلف از جمله شاخص‌های زیستی مشخص کرد (Stephens and Farris, 2004). خانواده‌های مختلف بزرگ بی-مهرگان آبی حساسیت متفاوتی را نسبت به مواد آلاینده آلی و به ویژه سطح کم اکسیژن محلول نشان می‌دهند، که این ویژگی موثری برای آنها به عنوان

فعالیت‌های انسانی (فاضلاب صنعتی، هرزآب‌های خانگی) باعث تجمع مواد آلی در رسوبات می‌شوند، مواد آلی در رسوبات نقش مهمی را بر روی جوامع بنتیک بازی می‌کنند از جمله مهمترین اثرشان تغییر در ساختار غذایی و زیتوده آنها است (Grebmeier et al., 1988). تاثیر آلاینده‌ها بر این موجودات 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 حضور فراوان گونه‌های مقاوم می‌شود (Muniz et al., 2007; Galbrand et al., 2005). کنترل کیفی منابع آبی به روش سنتی، با نمونه برداری آب از منبع آبی موردنظر و آنالیز فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آن در آزمایشگاه انجام می‌گیرد. علاوه بر اینکه این نمونه برداری بسیار هزینه بر می‌باشد، مطالعات نشان داده است که غلظت آلاینده در زمان و موقعیت‌های مختلف تا حد زیادی تفاوت دارد (Payakka and Prommi, 2014). بنابراین توسعه تکنیکهای ارزان، سریعتر و با قابلیت بیشتر برای تشخیص و کنترل آشفستگی‌های محیطی بر اکوسیستم‌های آبی ضروری به نظر می‌رسد.

المللی استاندارد (ISO) قرار گرفته است و برای بررسی اثر پسابهای آلی مزارع پرورش آبزیان و ارزیابی کیفی آبهای جاری استفاده می شود (Blomqvist, 1991; Camargo and Gonzalo, 2007). از مزایای سیستم های امتیازی این است که به منبع آبی خاص، یا منطقه جغرافیایی ویژه ای اختصاص ندارند.

برای محاسبه شاخص زیستی BMWP حداکثر تعداد خانواده ماکروبتوزهای موجود در نمونه های برداشت شده آن ایستگاه مشخص شده و سپس با استفاده از جدول امتیازهای سیستم امتیازی BMWP شاخص مورد نظر محاسبه می شود (Guntharee, 2003). برای این منظور در نهایت، نمره های خانواده ها در هر نمونه با هم جمع شده تا امتیاز BMWP آن سایت بدست آید. این سیستم نمره دهی برای ارزیابی رودخانه و تعیین طبقه کیفی آن می باشد. امتیازهایی که به هر کدام از خانواده های ماکروبتوزها تعلق میگیرد بین ۱ تا ۱۰ بوده که نشان دهنده حد بالایی و پایینی تحمل اکسیژنی می باشد (Artemiadou and Lazaridou, 2005). به طوری که، خانواده هایی که کمترین مقاومت را در برابر آلودگی دارند بیشترین امتیاز را به خود اختصاص می دهند. به عنوان مثال به

شاخص های زیستی کیفی آب می باشد (Azrina et al., 2006). بنابراین استفاده از شاخص های زیستی ابزاری مهم در ارزیابی سلامت اکوسیستم های آب شیرین است و نتایج قابل دسترسی را برای تصمیم گیرندگان سیاسی فراهم می آورد. بیش از ۵۰ روش مختلف برای ارزیابی زیستی کیفیت آب در کشورهای توسعه یافته به کار برده می شود (De Pauw and Vanhooren, 1983)، از اینرو می توان به شاخص زیستی بلژیکی (BBI)، شاخص BMWP و ASPT، شاخص زیستی هلسینهوف، غنای EPT و شاخص ساپروبی به عنوان شاخص های مهم ارزیابی کیفی آب اشاره نمود (Gerhardt et al., 2004). به طور مثال شاخص ساپروبی یکی از روش های پایش زیستی و مدیریت منابع آبی می باشد که نشان دهنده وضعیت کیفی آب و آلودگی این منابع به مواد آلی و سمی می باشد (Czeniawska-Kusza, 2005; Abbasi and Abbasi, 2011).

شاخص های زیستی معمولاً استفاده از سیستم امتیازی، بر اساس تعیین ارزش تحمل به آب با کیفیت، برای گونه مورد مطالعه می باشد (Czeniawska-Kusza, 2005). یکی از این سیستم های امتیازی شاخص BMWP است که مورد تأیید سازمان بین

مجموع امتیاز BMWP محسوب می‌شود ( Armitage et al, 1983; Hawkes, 1998). مزیت شاخص امتیاز متوسط هر طبقه (ASPT) نسبت به BMWP این است که به اندازه نمونه، فصل سال و روش نمونه گیری وابسته نیست ( Armitage et al., 1983; Hawkes, 1998).

آب‌های موقتی توده طبیعی از بدنه‌ی آبی هستند که مرحله خشک شدن را مکرراً تجربه کرده‌اند و از نظر بوم شناختی بسیار مهم می‌باشند (Williams, 2005). اگر چه تمام انواع زیستگاه های آبی به جهت توسعه شهری و کشاورزی تحت تاثیر هستند، اما زیستگاه‌های موقت آبی، در معرض خطر بیشتری قرار دارند (Elmore and Kaushal, 2008)، به همین جهت اهمیت مطالعات ارزیابی کیفی در این زمینه بیش از پیش احساس می‌شود.

با توجه به شرایط متغیر زیست محیطی در رودخانه‌های موقت و همچنین اهمیت این نوع رودخانه‌ها در اکوسیستم‌های طبیعی، این مطالعه در درجه اول با هدف مقایسه شاخص‌های زیستی با شاخص‌های تنوع برای ارزیابی کیفی رودخانه خیررودکنار انجام گردید، و در مرحله بعدی متناسب بودن این شاخص‌ها برای ارزیابی کیفی این رودخانه به

گونه‌های راسته یکروزه‌ها<sup>۱</sup> و بهاره‌ها<sup>۲</sup> که برای زیست خود نیازمند آبی با کیفیت بالا هستند امتیاز ۱۰ تعلق می‌گیرد و در مقابل به کرم‌ها که توانایی تحمل سطح بالایی از آلودگی را دارند، امتیاز ۱ تعلق خواهد گرفت (Guntharee, 2003).

اگرچه شاخص‌های زیستی که برای نیاز خاصی توسعه می‌یابند، قبل از به کارگیری، باید با شرایط خاص زیست محیطی منطقه مورد نظر یا انواع آلودگی های آن سازگار شوند ( Czeniawska-Kusza, 2005)، با این حال متداول ترین سیستم شاخص زیستی، شاخص زیستی BMWP است که اولین بار در سال ۱۹۸۰ برای بررسی کیفیت رودخانه‌ها مورد استفاده قرار گرفت (Wright et al., 1989)، و بعد از آن با ایجاد تغییراتی برای استفاده در دیگر کشورها نظیر اسپانیا (Zamoea-Munoz and Alba-Capítulo et al., 1996)، آرژانتین ( Tercedor, 2001) و تایلند (Mustow, 2002) توسعه یافت.

برخی بیولوژیست‌ها نیز سیستم مفهوم میانگین امتیاز به ازای هر تاکسون (ASPT) را مناسب تشخیص داده (جدول ۲) و عنوان کردند که این سیستم، شاخص درخور اعتمادتری در ارزیابی کیفیت آب نسبت به

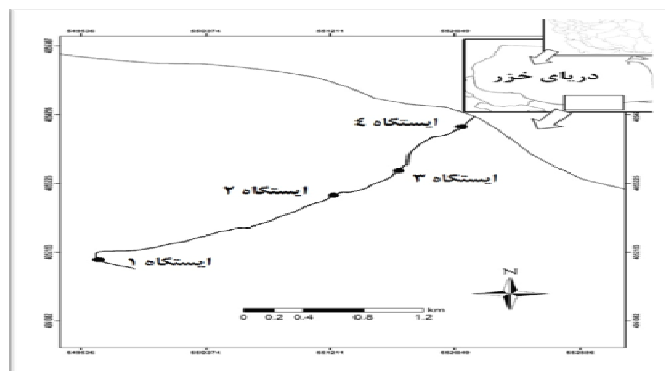
<sup>1</sup> Ephemeroptera  
<sup>2</sup> Plecoptera

عنوان یک رودخانه موقتی با توجه به شرایط فیزیکوشیمیایی آن مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور در این مطالعه برای انتخاب بهترین روش برای ارزیابی این نوع اکوسیستم‌ها به مقایسه شاخص‌های تنوع نظیر شانون و سیمپسون با BMWP و ASPT پرداخته شد. با توجه به اهمیت منابع آبی بخصوص رودخانه‌ها در کشورمان انجام چنین مطالعاتی منجر به در اختیار داشتن اطلاعاتی وسیع در حفظ و بهره‌وری بهتر از این منابع با ارزش گردیده و لذا دید کافی جهت اقدامات پیشگراانه و حفاظتی را در اختیار سازمان‌های مربوطه نظیر سازمان محیط زیست قرار می‌دهد.

## ۲- مواد و روش‌ها

### ۲-۱- محدوده مورد مطالعه

رودخانه خیرودکنار در شهرستان نوشهر، استان



شکل ۱- محدوده مورد مطالعه

مازندران واقع شده است (شکل ۱). از آنجایی که این رودخانه در فصل تابستان دچار کم آبی شدید یا بی آبی می‌گردد، جزء رودخانه‌های فصلی محسوب می‌شود. این رودخانه از به هم پیوستن چند آبراهه از ارتفاعات شمالی رشته کوه البرز تشکیل شده و پس از عبور از منطقه جنگلی خیرودکنار وارد جلگه خیرود شده و پس از طی مسیری کوتاه و گذر از کنار روستای نجارده به دریای خزر می‌پیوندد (Dezhkam, 2010). به طور کلی در این پژوهش برای مطالعه جامع و پوشش یافتن کل مسیر رودخانه، ۴ ایستگاه نمونه برداری با توجه به معیارهای همچون انعکاس شرایط و وضعیت واقعی رودخانه، عدم وجود آلودگی تصادفی و یا آلودگی در اثر عوامل ناشناخته در محل نمونه برداری، انتخاب گردید.

(آبان ماه ۱۳۹۱ - تیرماه ۱۳۹۲) صورت گرفت. نمونه برداری با ایجاد اغتشاش در بستر رودخانه در فواصل سه دقیقه‌ای در محل نمونه برداری (Artemiadou and Lazaridou, 2005) و جمع آوری نمونه ها با استفاده از دستگاه سوربر به ابعاد ۳۵×۳۵ سانتی متر و چشمه تور ۲۰۰ میکرون انجام گرفت. نمونه برداری در هر ایستگاه با سه بار تکرار در عرض رودخانه صورت گرفت.

نمونه‌های جمع آوری شده به ظروف پلاستیکی در نظر گرفته شده منتقل گردیدند. نمونه ها به منظور تثبیت، در ۲۰۰ میلی لیتر آب و ۱۳ میلی لیتر فرمالین ۴٪ قرار گرفتند و ظرف محتوی نمونه ها برچسب زده شد و تعداد تکرار نمونه برداری و مشخصات ایستگاه نمونه برداری روی آن قید گردید، سپس این ظروف جهت عملیات شناسایی به آزمایشگاه شیلات پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران منتقل گردید. بمنظور عملیات شناسایی ماکروبتوزها تا حد جنس از کلیدهای شناسایی بنتوزهای رودخانه‌ای (Clifford, 1991; Bouchard, 2004; Miyazaki and Lehmkuhl, 2011) استفاده شد. همچنین با استفاده از منابع فوق اعضای شیرونومیده نیز تا حد زیر خانواده شناسایی گردیدند.

در جدول سیستم امتیازی به هر خانواده امتیازی

ایستگاه ۱ در منطقه بالادست رودخانه و در مناطق جنگلی، بالاتر از روستای نجارده در نظر گرفته شد. این ایستگاه دور از مناطق مسکونی بوده و اکوسیستم بکر و دست نخورده‌ای داشت. این بکر بودن به خاطر مسیر دشواری بود که جهت رسیدن به آن باید پیموده می‌شد. ایستگاه ۲ در کنار مناطق مسکونی روستای نجارده قرار داشت و بار آلودگی زیادی مانند فاضلاب‌های انسانی و حیوانی و کودهای کشاورزی به آن وارد می‌شد. ایستگاه مطالعاتی سوم منطقه‌ی پایین تر از روستای نجارده را شامل می‌شد. ایستگاه ۴ منطقه پایین دست رودخانه را شامل می‌شد که از مناطق مسکونی دور بود، و به منظور آگاهی از نقش خودپالایی سیستم رودخانه در بهبود کیفیت آب و جوامع ماکروبتوز انتخاب شد. جریان آب در این محل آرام بوده و در این منطقه آب رودخانه خیرودکنار پس از طی مسیری کوتاه به دریای خزر می‌پیوندد (شکل ۱).

## ۲-۲- روش بررسی

به دلیل خشکسالی و کم آبی به وجود آمده در سه ماهه تابستان در رودخانه خیرودکنار و از دست دادن نمونه ها در این ماهها، نمونه برداری از بی مهره گان کفزی رودخانه به طور ماهانه در طی نه ماه از سال

جدول مربوطه آن (جدول ۱ و ۲) ایستگاهها را از نظر کیفیت آب طبقه بندی کرد. همچنین برای امتیاز نمونه‌هایی که در جدول امتیازی اصلی BMWP ذکر نشده بودند از ( Artemiadou and Lazaridou, 2005; Paisley et al., 2013) که بیشترین نزدیکی را با امتیازهای اصلی داشت استفاده نمودیم.

تعلق می‌گیرد، سپس با جمع زدن امتیاز هر خانواده مقدار شاخص BMWP در هر ایستگاه بدست آمده و از تقسیم این عدد بر تعداد کل خانواده‌های موجود شاخص ASPT محاسبه می‌شود (Wright et al., 1996; Walley et al., 1989). در نهایت می‌توان با استفاده از اعداد بدست آمده از طریق این شاخص و

جدول ۱. طبقه بندی کیفی آب بر اساس امتیاز کلی شاخص BMWP

| امتیاز کلی شاخص | طبقه کیفی |                                       |
|-----------------|-----------|---------------------------------------|
| ۰-۱۰            | خیلی بد   | آلودگی شدید                           |
| ۱۱-۴۰           | بد        | آلوده یا تحت تاثیر قرار گرفته         |
| ۴۱-۷۰           | متوسط     | به طور متوسط تحت تاثیر قرار گرفته     |
| ۷۱-۱۰۰          | خوب       | تمیز ولی کمی تحت تاثیر قرار گرفته غیر |
| ۱۰۰ <           | خیلی خوب  | آلوده                                 |

جدول ۲. طبقه بندی کیفی آب بر اساس امتیاز کلی شاخص ASPT

| میزان ASPT | ارزیابی کیفی آب      |
|------------|----------------------|
| ۶ <        | آب تمیز              |
| ۵-۶        | کیفیت مشکوک          |
| ۴-۵        | آلودگی متوسط احتمالی |
| ۴ >        | آلودگی شدید احتمالی  |

عمل این دستگاه، رنگ سنجی می‌باشد که بر مبنای ترکیب کاتیون و آنیون با مواد محلول در کیت‌های شیمیایی است. اندازه گیری سایر سنج‌های محیطی

همچنین به منظور اندازه گیری پارامترهای شیمیایی آب نظیر نیترات و نیتريت از دستگاه فیلتر فتومتر پالین تست مدل PT-8000 استفاده شد. اساس

استفاده قرار گرفت و در ادامه از آزمون مقایسه میانگین ها به روش دانکن استفاده شد. همچنین، به منظور بررسی همبستگی بین شاخص زیستی BMWP و ASPT با یکدیگر، چون داده ها از توزیع نرمال پیروی می کردند، از ضریب هم بستگی پیرسون استفاده شد. به منظور ترسیم نمودارها نیز از نرم افزار SPSS 20 و نرم افزار Excel 2012 استفاده گردید.

### ۳- نتایج

در طی این تحقیق در مجموع تعداد ۴۴ خانواده از درشت بی مهرگان کفزی متعلق به ۱۱ راسته و ۴ رده به شرح جدول ۳ شناسایی شدند.

آب نظیر درجه حرارت، pH، اکسیژن، کل مواد جامد محلول (TDS) و هدایت الکتریکی (EC) محلول با استفاده از دستگاه دیجیتالی مدل Multiline- F/SET 3- انجام گرفت.

پس از شناسایی موجودات ماکروبتوز تا حد جنس، با استفاده از نرم افزار BioDiversity Pro شاخص های تنوع و غنای موجودات ماکروبتیک (شانون، سیمپسون) در ایستگاه های مطالعاتی محاسبه گردید. بررسی آماری داده ها با استفاده از نرم افزار SPSS 20 انجام گرفت. قبل از انجام تجزیه و تحلیل ها، یکنواختی واریانس ها و نرمال بودن داده ها با استفاده از آزمون کلموگروف - اسمیرنف بررسی شد. در صورت نرمال بودن داده ها به منظور بررسی اختلاف بین ایستگاهها، تجزیه و تحلیل تجزیه واریانس مورد



جدول ۳. درشت بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در طول مسیر رودخانه خیرودکنار

| رده         | راسته           | خانواده          | جنس             | امتیاز BMWP   |    |
|-------------|-----------------|------------------|-----------------|---------------|----|
| Insecta     | Ephemeroptera   | Baetidae         | Baetis          | ۴             |    |
|             |                 |                  | Centroptilum    |               |    |
|             |                 |                  | Caenis          | ۷             |    |
|             |                 |                  | Brachycercus    |               |    |
|             |                 |                  | Heptagenidae    | Heptagenia    | ۱۰ |
|             |                 |                  |                 | Cinygma       |    |
|             |                 |                  | Siphonuridae    | Ameletus      | ۱۰ |
|             |                 |                  | Oligoneuriidae  | Isonychia     | ۱۰ |
|             |                 |                  | Ephemerellidae  | Ephemerella   | ۱۰ |
|             |                 |                  | Tricorythidae   | Tricorythodes | ۷  |
|             |                 | Trichoptera      | Hydropsychidae  | Hydropsyche   | ۵  |
|             |                 |                  | Uenoidae        | Neothremma    | ۶  |
|             |                 |                  | Glossosomatidae | Glossosoma    | ۷  |
|             |                 |                  | Leptoceridae    | Nectopsyche   | ۱۰ |
|             | Mystacides      |                  |                 |               |    |
|             |                 |                  | Ceraclea        |               |    |
|             | Hydroptilidae   |                  | Hydroptila      | ۶             |    |
|             | Brachycentridae |                  | Micrasema       | ۱۰            |    |
|             | Helicopsychidae |                  | Helicopsyche    | ۸             |    |
|             | Rhyacophilidae  |                  | Rhyacophila     | ۷             |    |
|             | Plecoptera      | Capnidae         | Paracapnia      | ۱۰            |    |
|             |                 | Perlidae         | Calineuria      | ۱۰            |    |
|             |                 | Chloroperlidae   | Trizka          | ۱۰            |    |
|             |                 | Taeniopterygidae | Taenionema      | ۱۰            |    |
|             |                 | Nemouridae       | Zopada          | ۷             |    |
|             |                 | Perlodidae       | Arcynopteryx    | ۱۰            |    |
|             |                 |                  | Kogotus         |               |    |
| Diptera     |                 | Chironomidae     |                 | ۲             |    |
|             | Simuliidae      | simulium         | ۵               |               |    |
|             | Empididae       | Hemerodromia     | ۵               |               |    |
|             | Tipulidae       | Dicranota        | ۵               |               |    |
|             |                 | limonia          |                 |               |    |
|             | Ceratopogonidae | Bezzia           | ۵               |               |    |
|             | Stratiomyidae   | Caloparyphus     | ۴               |               |    |
|             | Blephariceridae | Bibliocephala    | ۱۰              |               |    |
|             | Athericidae     | Atherix          | ۱۰              |               |    |
|             | Coleoptera      | Elmidae          | Celeptermis     | ۵             |    |
| Dytiscidae  |                 | Laccophilus      | ۵               |               |    |
| Amphizoidae |                 | Amphizoa         | ۵               |               |    |
| Scirtidae   |                 | Scirtes          | ۵               |               |    |
| Gyrinidae   |                 | Gyrinus          | ۵               |               |    |
| Hemiptera   | Mesoveliidae    | Mesovelia        | ۵               |               |    |

ادامه جدول ۳. درشت بی مهرگان کفزی شناسایی شده در طول مسیر رودخانه خیرودکنار

| امتیاز BMWP | جنس          | خانواده         | راسته          | رده         |
|-------------|--------------|-----------------|----------------|-------------|
| ۸           | Aeshnsa      | Aeshnidae       | Odonata        |             |
| ۴           | Lebertia     | Lebertiidae     | Acari          | Arachnida   |
| ۴           | Torrenticola | Torrenticolidae |                |             |
| ۴           | Aturus       | Aturidae        |                |             |
| ۳           | Planorbula   | Planorbidae     | Basommatophora | Gastropoda  |
| ۸           | Ferrissia    | Ancylidae       |                |             |
| ۳           | Physa        | Physidae        |                |             |
| ۱           | Lubriculus   | Lumbriculidae   | Lumbriculida   | Oligochaeta |
| ۱           | Chaetogaster | Naididae        | Tubificida     |             |

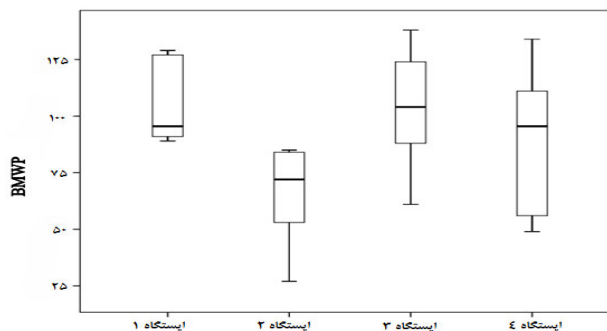
قرار داشت و با توجه به استاندارد کیفی آب، بر اساس شاخص BMWP (جدول ۱)، کیفیت آب رودخانه در این ایستگاه‌ها در طبقه کیفی خوب و خیلی خوب قرار گرفت، به طوریکه ارزیابی کیفی ایستگاه ۴ با میزان ۹۰/۱۶ برای شاخص BMWP تمیز ولی کمی تحت تاثیر قرار گرفته و برای ایستگاه‌های ۱ و ۳ غیر آلوده بود. طبقه کیفی آب ایستگاه ۲ نیز که شاخص BMWP آن ۶۴/۲ برآورد شده بود متوسط به حساب آمده و نشان دهنده این موضوع است که به طور متوسط تحت تاثیر قرار گرفته است. بررسی تغییرات شاخص BMWP در ماههای مورد بررسی نیز اختلاف معنی دار ( $F_{۸,۳۵}=۲/۷۳$ ,  $P<۰/۰۵$ ) این شاخص در سه ماهه اول نمونه برداری (آبان، آذر و دی) را نسبت به سایر ماهها نشان می‌دهد. به طوریکه کمترین میزان آن

تغییرات شاخص BMWP در ایستگاه‌های مورد مطالعه در شکل ۱ نشان داده شده است. نتایج بدست آمده بر اساس نمونه برداری انجام شده از بزرگ بی مهرگان آبی در رودخانه خیرود کنار در چهار ایستگاه مطالعاتی، اختلاف معنی داری ( $F_{۳,۲۳}=۲/۶۴$ ,  $P<۰/۰۵$ ) در مقادیر شاخص BMWP بین ایستگاه ۲ و سایر ایستگاه‌ها را نشان می‌دهد. بر اساس میانگین امتیاز این شاخص در ایستگاه‌های مطالعاتی، بیشترین میزان این شاخص در ایستگاه ۱ و کمترین مقدار آن در ایستگاه ۲ برآورد شد. تغییرات این شاخص در ایستگاه‌های دیگر تقریباً یکنواخت بود و تفاوت آماری معنی داری را نشان نداد. بنابراین بر این اساس، مقادیر شاخص BMWP در ایستگاه‌های ۱، ۳ و ۴ در محدوده معین ۹۰ تا ۱۰۵

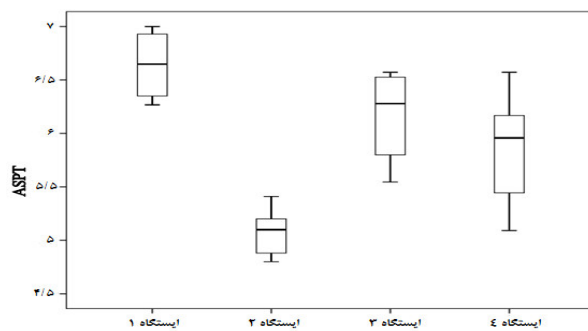
با شاخص ASPT ۵/۰۷ به مرتب وضعیت بدتری داشته و میتوان آنرا در زمره آبهای با آلودگی احتمالی گزارش داد. با این وجود شاخص ASPT در ماههای مختلف نمونه برداری تفاوت معنی داری را نشان نداد ( $P > 0.05$ ,  $F_{8,35} = 0.187$ ) و بیشترین میزان این شاخص در ماه هشتم نمونه برداری (خردادماه) به میزان ۶/۲۸ و کمترین آن در آذر ماه به میزان ۵/۰۳ برآورد شد (شکل ۴). به طور کلی روند تغییرات این شاخص از بهار به سمت زمستان کاهشی بود. بر اساس این شاخص کیفیت آب رودخانه در ماههای آبان، آذر، دی و بهمن ماه مشکوک و در سایر ماهها آب در طبقه کیفی تمیز قرار دارد.

در آذرماه با مقدار ۵۶/۵ و بیشترین آن در اسفندماه به میزان ۱۰۴/۵ گزارش شد (شکل ۳).

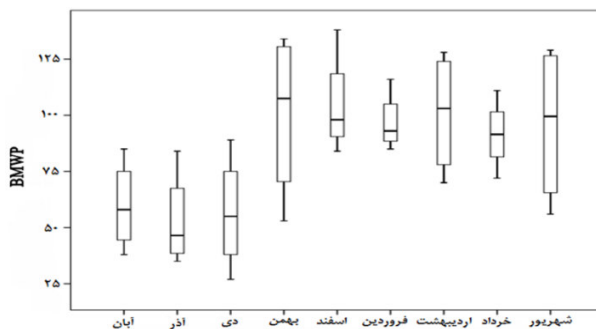
همان گونه که مشاهده شد روند تغییرات ASPT در ایستگاه های مختلف دارای تفاوت معنی داری بود ( $P < 0.05$ ,  $F_{3,22} = 14.64$ ), به طوریکه کمترین میزان این شاخص برای ایستگاه ۲ محاسبه شد (شکل ۲). نتایج حاصل از محاسبه شاخص ASPT در ایستگاههای مورد مطالعه نشان داد که از نظر ارزیابی کیفی و بر طبق جدول شماره ۲، آب ایستگاههای ۲ و ۴ دارای کیفیت مشکوکی می باشد در حالی که ایستگاههای ۱ و ۳ به ترتیب با شاخص ASPT ۶/۶۴ و ۶/۱۶ از آب تمیزی بهره مند بودند. با این حال ایستگاه مجاور روستا



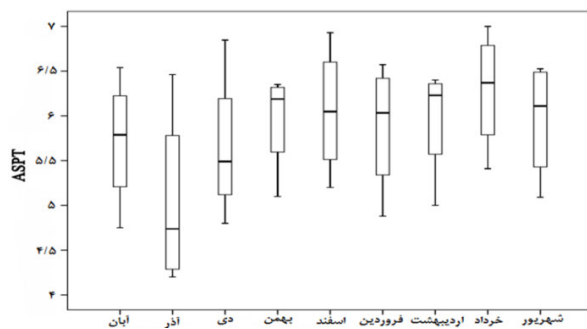
شکل ۱. تغییرات شاخص BMWP در ایستگاههای مورد مطالعه



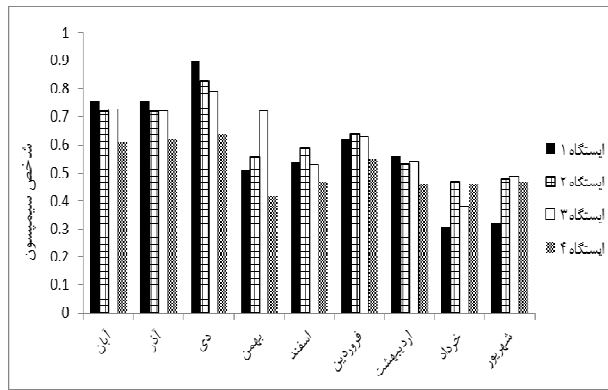
شکل ۲. تغییرات شاخص ASPT در ایستگاه‌های مورد مطالعه



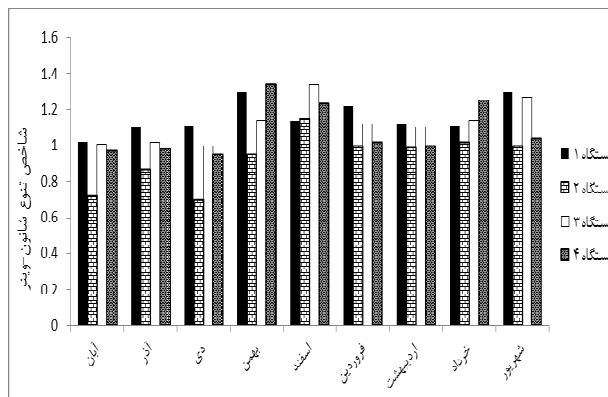
شکل ۳. تغییرات شاخص BMWP در ماههای نمونه برداری



شکل ۴. تغییرات شاخص ASPT در ماههای نمونه برداری



شکل ۵. تغییرات شاخص سیمپسون (D) ایستگاه‌های مطالعاتی



شکل ۶. تغییرات شاخص شانون-وینر ایستگاه‌های مطالعاتی

سیمپسون (D) اختلاف معنی داری را بین ایستگاه‌های

مطالعاتی نشان نداد ( $F_{3,35}=0/86, P>0/05$ ).

همچنین نتایج مربوط سنجش‌های جمعیتی

بدست آمده در ایستگاه‌های مختلف در رودخانه

خیرودکنار در جدول ۴ به صورت خلاصه ارائه گردید.

نتایج حاصل از آنالیز واریانس میانگین شاخص

شانون هر ایستگاه تفاوت معنی داری را بین ایستگاه ۲

و سایر ایستگاه‌ها نشان داد ( $F_{3,35}=5/47, P<0/05$ ).

کمترین میزان شاخص شانون برای ایستگاه ۲ به میزان

۰/۹۳ و بیشترین میزان آن برای ایستگاه ۱ به میزان

۱/۱۵ بدست آمد. نتایج حاصل از محاسبات شاخص

## محیط زیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دوره ۶۹، شماره ۲، تابستان ۱۳۹۵ صفحه ۴۵۲

جدول ۳- سنجش‌های ساختار جمعیتی در ایستگاه‌های مطالعاتی (میانگین  $\pm$  انحراف معیار)

| ایستگاه اول     | ایستگاه دوم     | ایستگاه سوم     | ایستگاه چهارم   |          |
|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|----------|
| ۴۵ $\pm$ ۵/۲    | ۲۵ $\pm$ ۴      | ۴۶ $\pm$ ۵/۳    | ۴۲ $\pm$ ۳/۸    | غناي کل  |
| ۹/۶۶ $\pm$ ۱/۵  | ۶/۴ $\pm$ ۳/۲   | ۹/۱۶ $\pm$ ۲/۹۲ | ۹/۳۳ $\pm$ ۴/۴۱ | غناي EPT |
| ۰/۹۱ $\pm$ ۱/۵۷ | ۰/۴۴ $\pm$ ۰/۳۷ | ۰/۹۷ $\pm$ ۱/۲  | ۰/۵ $\pm$ ۰/۳   | EPT/CHIR |

همانطور که از جدول فوق قابل مشاهده است،

کمترین غناي کل و غناي EPT در ایستگاه دوم (مجاور روستا) بدست آمد، همچنین نسبت جمعیت‌های EPT به جمعیت خانواده شیرونومیده در ایستگاه دوم به طور قابل ملاحظه‌ای کاهش یافته است.

در ایستگاه چهارم نیز علی‌رغم بالا بودن غناي کل نسبت EPT/CHIR از ایستگاه اول و سوم کمتر می‌باشد.

آنالیز آماری پارامترهای فیزیوشیمیایی آب وجود تفاوت معنی‌دار در پارامترهای اسیدیته (pH)، کل جامدات محلول (TDS)، هدایت الکتریکی (EC)، کدورت، نیترات ( $\text{NO}_3^-$ )، اکسیژن محلول در آب ( $\text{O}_2$ )، فسفات ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) و کربنات کلسیم ( $\text{CaCO}_3$ ) را در ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان می‌داد (جدول ۴)، همچنین پارامترهای درجه حرارت، نیتريت، آمونیاک و آمونیوم آب در این ایستگاه تفاوت معنی‌داری را نشان

نمی‌دادند.

نتایج حاصل از بررسی آنالیز همبستگی پیرسون بین شاخص زیستی و فاکتورهای فیزیکی شیمیایی در جدول شماره ۵ ارائه شده است. این نتایج حاکی از همبستگی مثبت بین شاخص‌های BMWP و ASPT و همچنین شاخص شانون وینر در این حوضه می‌باشد که نتایج همدیگر را تایید می‌کنند. همانطور که در جدول ۵ نشان داده شده است شاخص شانون با درجه حرارت آب و میزان فسفات همبستگی مثبت (۰/۰۵) دارد و این در حالی است که شاخص BMWP نیز با درجه حرارت آب، نیترات و فسفات همبستگی معنی‌داری را نشان داد.

جدول ۴- مقادیر متوسط (میانگین  $\pm$  انحراف معیار) پارامترهای فیزیکی شیمیایی آب ایستگاه‌های مورد مطالعه در ماه‌های مختلف

|                                | ایستگاه ۱                       | ایستگاه ۲                       | ایستگاه ۳                       | ایستگاه ۴                       | F     | P     |
|--------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|-------|-------|
| pH                             | ۷/۴۳ $\pm$ ۰/۳۱ <sup>a</sup>    | ۷/۲۷ $\pm$ ۰/۲۹ <sup>ab</sup>   | ۷/۱۱ $\pm$ ۰/۱۸ <sup>b</sup>    | ۶/۹۰ $\pm$ ۰/۰۸ <sup>c</sup>    | ۱۶/۴۶ | ۰/۰۰۱ |
| درجه حرارت (°C)                | ۱۲/۱۴ $\pm$ ۵/۵۲ <sup>a</sup>   | ۱۲/۱۷ $\pm$ ۴/۴۵ <sup>a</sup>   | ۱۶/۰۶ $\pm$ ۷/۷۰ <sup>a</sup>   | ۱۴/۷۱ $\pm$ ۴/۸۹ <sup>a</sup>   | ۱/۸۷  | ۰/۱۲  |
| TDS (ppm)                      | ۱۸۳ $\pm$ ۹/۸۳ <sup>a</sup>     | ۱۸۰/۸۳ $\pm$ ۴/۸۴ <sup>a</sup>  | ۱۸۹/۴۴ $\pm$ ۱۰/۹۴ <sup>a</sup> | ۲۱۷/۱۶ $\pm$ ۲۴/۹۳ <sup>b</sup> | ۲۱/۵۹ | ۰/۰۰۱ |
| EC ( $\mu$ S)                  | ۳۵۹/۸۸ $\pm$ ۲۰/۳۳ <sup>a</sup> | ۳۵۳/۸۳ $\pm$ ۹/۳۲ <sup>a</sup>  | ۳۶۹/۷۷ $\pm$ ۱۹/۱۲ <sup>a</sup> | ۴۲۳/۱۶ $\pm$ ۴۴/۹۱ <sup>b</sup> | ۲۲/۸۰ | ۰/۰۰۱ |
| کدورت (FTU)                    | ۳/۷۷ $\pm$ ۳/۹۳ <sup>b</sup>    | ۱۱/۵۷ $\pm$ ۱۶/۴۳ <sup>a</sup>  | ۶/۵۵ $\pm$ ۵/۳۹ <sup>ab</sup>   | ۵ $\pm$ ۶/۷۹ <sup>b</sup>       | ۲/۲۵  | ۰/۰۰۱ |
| O <sub>2</sub> (mg/l)          | ۸/۹۸ $\pm$ ۶/۷۹ <sup>a</sup>    | ۶/۹ $\pm$ ۶/۷۹ <sup>ab</sup>    | ۷/۲ $\pm$ ۶/۷۹ <sup>b</sup>     | ۶/۸ $\pm$ ۶/۷۹ <sup>ab</sup>    | ۵/۳۴  | ۰/۰۰۱ |
| NO <sub>2</sub>                | ۰/۰۱ $\pm$ ۰/۰۱ <sup>a</sup>    | ۰/۰۱ $\pm$ ۰/۰۲ <sup>a</sup>    | ۰/۰۰۵ $\pm$ ۰/۰۰۷ <sup>a</sup>  | ۰/۰۰۷ $\pm$ ۰/۰۰۵ <sup>a</sup>  | ۰/۷۹  | ۰/۵   |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>   | ۱/۱۳ $\pm$ ۰/۳۴ <sup>a</sup>    | ۱/۴۸ $\pm$ ۰/۴۹ <sup>b</sup>    | ۱/۴۴ $\pm$ ۰/۶۴ <sup>b</sup>    | ۲/۰۴ $\pm$ ۱/۰۲ <sup>c</sup>    | ۸/۶۱  | ۰/۰۰۱ |
| PO <sub>4</sub> <sup>---</sup> | ۰/۱۴ $\pm$ ۰/۰۴ <sup>b</sup>    | ۰/۱۲ $\pm$ ۰/۰۵ <sup>b</sup>    | ۰/۰۹ $\pm$ ۰/۰۵ <sup>a</sup>    | ۰/۰۹ $\pm$ ۰/۰۴ <sup>a</sup>    | ۶/۵۸  | ۰/۰۰۱ |
| NH <sub>3</sub>                | ۰/۱۳ $\pm$ ۰/۱۶ <sup>a</sup>    | ۰/۱ $\pm$ ۰/۱ <sup>a</sup>      | ۰/۲۶ $\pm$ ۰/۳۳ <sup>a</sup>    | ۰/۱۹ $\pm$ ۰/۲۹ <sup>a</sup>    | ۱/۵۹  | ۰/۲۱  |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>   | ۰/۱۴ $\pm$ ۰/۱۷ <sup>a</sup>    | ۰/۱ $\pm$ ۰/۱ <sup>a</sup>      | ۰/۲۸ $\pm$ ۰/۳۵ <sup>a</sup>    | ۰/۱۹ $\pm$ ۰/۳۷ <sup>a</sup>    | ۱/۵۳  | ۰/۲۱  |
| CaCO <sub>3</sub>              | ۱۸۷/۵ $\pm$ ۲۶/۶۹ <sup>b</sup>  | ۱۶۴/۲۸ $\pm$ ۳۰/۳۷ <sup>a</sup> | ۱۹۳/۶۱ $\pm$ ۲۰/۲۷ <sup>b</sup> | ۲۱۳/۳۳ $\pm$ ۲۵/۸۳ <sup>c</sup> | ۹/۷۰  | ۰/۰۰۱ |

جدول شماره ۵: آنالیز همبستگی پیرسون بین شاخص‌های زیستی، شاخص‌های تنوع و فاکتورهای فیزیکی شیمیایی

|                                | pH                  | TDS                | EC                 | کدورت               | NO <sub>2</sub>   | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>---</sup> | NH <sub>3</sub>    | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | CaCO <sub>3</sub> | درجه حرارت         | O <sub>2</sub> | ASPT               | BMWP                | شانون             |
|--------------------------------|---------------------|--------------------|--------------------|---------------------|-------------------|------------------------------|--------------------------------|--------------------|------------------------------|-------------------|--------------------|----------------|--------------------|---------------------|-------------------|
| TDS                            | -۰/۳۳ <sup>**</sup> |                    |                    |                     |                   |                              |                                |                    |                              |                   |                    |                |                    |                     |                   |
| EC                             | -۰/۳۳ <sup>**</sup> | ۰/۹۸ <sup>**</sup> |                    |                     |                   |                              |                                |                    |                              |                   |                    |                |                    |                     |                   |
| کدورت                          | ۰/۱۴                | -۰/۳۱ <sup>*</sup> | -۰/۲۹ <sup>*</sup> |                     |                   |                              |                                |                    |                              |                   |                    |                |                    |                     |                   |
| NO <sub>2</sub>                | -۰/۰۷               | -۰/۰۱              | -۰/۰۱              | -۰/۱۱               |                   |                              |                                |                    |                              |                   |                    |                |                    |                     |                   |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>   | -۰/۳۱ <sup>**</sup> | ۰/۷۱ <sup>**</sup> | ۰/۶۹ <sup>**</sup> | -۰/۲۳               | -۰/۰۲             |                              |                                |                    |                              |                   |                    |                |                    |                     |                   |
| PO <sub>4</sub> <sup>---</sup> | -۰/۰۴               | ۰/۰۰۶              | ۰/۰۱               | -۰/۳۸ <sup>**</sup> | ۰/۳۱ <sup>*</sup> | ۰/۱۳                         |                                |                    |                              |                   |                    |                |                    |                     |                   |
| NH <sub>3</sub>                | -۰/۰۸               | ۰/۰۴               | ۰/۰۳               | ۰/۰۹                | ۰/۱۶              | ۰/۱۶                         | -۰/۰۹                          |                    |                              |                   |                    |                |                    |                     |                   |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>   | -۰/۰۸               | ۰/۰۳               | ۰/۰۲               | ۰/۰۹                | ۰/۱۶              | ۰/۱۷                         | -۰/۰۹                          | ۰/۹۹ <sup>**</sup> |                              |                   |                    |                |                    |                     |                   |
| CaCO <sub>3</sub>              | -۰/۱۳               | ۰/۵۶ <sup>*</sup>  | ۰/۵۹ <sup>*</sup>  | -۰/۲۲               | -۰/۲              | ۰/۵ <sup>**</sup>            | -۰/۰۹                          | -۰/۰۷              | -۰/۰۸                        |                   |                    |                |                    |                     |                   |
| درجه حرارت                     | -۰/۰۵               | ۰/۴ <sup>**</sup>  | ۰/۳۳ <sup>**</sup> | ۰/۰۶                | ۰/۰۰۲             | ۰/۴۵ <sup>**</sup>           | ۰/۱                            | ۰/۵۱ <sup>**</sup> | ۰/۵ <sup>**</sup>            | -۰/۰۰۴            |                    |                |                    |                     |                   |
| O <sub>2</sub>                 | -۰/۲۸               | ۰/۴۲ <sup>*</sup>  | ۰/۴۱ <sup>*</sup>  | ۰/۶۲ <sup>*</sup>   | ۰/۳۲              | ۰/۳۰                         | ۰/۲                            | ۰/۱۹               | ۰/۲۳                         | ۰/۱۸              | -۰/۶۴ <sup>*</sup> |                |                    |                     |                   |
| ASPT                           | ۰/۲۵                | ۰/۲۶               | ۰/۲۳               | -۰/۳۵               | ۰/۱۱              | ۰/۲۸                         | ۰/۴۷ <sup>*</sup>              | -۰/۱۴              | -۰/۱۴                        | ۰/۳               | ۰/۲۳               | ۰/۱۷           |                    |                     |                   |
| BMWP                           | ۰/۰۴                | ۰/۲۷               | ۰/۲                | -۰/۱                | ۰/۱۵              | ۰/۴۱ <sup>*</sup>            | ۰/۴۲ <sup>*</sup>              | ۰/۲۶               | ۰/۲۶                         | ۰/۰۱              | ۰/۵۳ <sup>*</sup>  | -۰/۱۷          | ۰/۷۳ <sup>**</sup> |                     |                   |
| شانون                          | -۰/۰۸               | ۰/۱۳               | ۰/۰۷               | ۰/۰۵                | ۰/۰۷              | ۰/۳۲                         | ۰/۴۲ <sup>*</sup>              | ۰/۲۳               | ۰/۲۳                         | ۰/۰۲              | ۰/۴۴ <sup>*</sup>  | ۰/۳۸           | ۰/۶۳ <sup>**</sup> | ۰/۹ <sup>**</sup>   |                   |
| سیمپسون                        | ۰/۴۸ <sup>*</sup>   | -۰/۴۲ <sup>*</sup> | -۰/۳۵              | ۰/۰۶                | -۰/۲۶             | -۰/۴۱                        | -۰/۲۱                          | -۰/۲۳              | ۰/۲۸                         | ۰/۱۹              | -۰/۵۲ <sup>*</sup> | -۰/۲۸          | -۰/۰۶              | -۰/۴۵ <sup>**</sup> | ۰/۴۸ <sup>*</sup> |

\*= همبستگی معنی دار در سطح ۰/۰۵

\*\*= همبستگی معنی دار در سطح ۰/۰۱

#### ۴- بحث و نتیجه گیری

این مطالعه حشرات آبی از تنوع نسبتا بالایی برخوردار بودند با این حال Williams (1996) بیان می کند که تنوع حشرات آبی در آبهای جاری موقت نسبت به آبهای دائمی کمتر می باشد.

درجه تحمل شرایط زیست محیطی مختلف، در سطح خانواده به تنوع گونه و همچنین محدوده تحمل گونه های فردی در درون خانواده وابسته است، بنابراین امتیازهای اختصاص داده شده به بزرگ بی مهرگان کفزی برای کاربرد شاخص های زیستی در سطح خانواده معمولا مقادیر متوسط تحمل گونه ای می باشد (Armitage *et al.*, 1983).

راسته یکروزه ها معمولا نشانگر سلامت آبها می باشند، به طور مثال سه خانواده Caenidae, Baetidae و Heptageniidae از این راسته که در مطالعه حاضر نیز به فراوانی یافت شدند، از موجودات حساس در برابر اسیدی شدن آبها بوده و نماینده این حساسیت در برابر اسیدی شدن مداوم و دوره ای می باشند (Perkin, 1983)، در پژوهش حاضر خانواده های این راسته در ایستگاه مجاور روستا از تنوع و فراوانی کمتری نسبت به ایستگاه های دیگر برخوردار بودند که این موضوع می تواند بیانگر افزایش آلودگی در ایستگاه

بزرگ بی مهرگان کفزی غالبا به طور گسترده ای به عنوان بیواندیکاتورهای موثر جهت تشخیص و کنترل تغییرات طبیعی زیست محیطی یا استرس های ناشی از فعالیت های انسانی به کار گرفته می شوند (Pearson and Rosenberg, 1978; Perus *et al.*, 2004). در مطالعه حاضر بیشترین فراوانی در همه ایستگاهها، متعلق به راسته دوبالان بوده که یکی از متنوعترین و بزرگترین راسته های حشرات آبی می باشد، هشت خانواده از این راسته شناسایی شدند که بیشترین سهم را خانواده های Simuliidae و Chironimidae به خود اختصاص دادند. همچنین هفت خانواده از راسته یکروزه ها، شش خانواده از بهاره ها و هشت خانواده از بال موداران نیز شناسایی شدند. به طور کلی در پژوهش حاضر شیرونومیده گونه غالب چهار ایستگاه بررسی شده بود و در تمام دوره های نمونه برداری ایستگاه های مطالعه شده، یافت شدند. مطالعات گوناگونی با هدف بررسی کیفی آبهای جاری به غالبیت حشرات آبی در ترکیب جمعیت کفزیان اشاره نموده اند (Bass, 1995; Hepp *et al.*, 2010). هر چند در



شاخص BMWP بود. فراوانی حضور گونه‌های این خانواده در ایستگاه مجاور روستا نسبت به سایر ایستگاه‌ها، احتمالاً بدلیل فیلتر کنندگی این موجودات از مواد آلی ریز معلق در آب است. بنابراین افزایش نسبی گروه‌های مقاوم نشانگر اثر فشار های محیطی بر اکوسیستم رودخانه و در نتیجه تغییر در ترکیب جمعیت کفزیان در جهت مصرف و جبران آشفتگی می‌باشد (Rosenberg *et al.*, 1997). اولیگوکت‌ها (Lumbriculidae و Naididae) و گاســـــتروپودا (Ancyliidae و Planorbidae) در ایستگاه های مجاور روستا و پایین دست آن یافت می‌شدند، این گونه ها قادر به تحمل شرایط نامساعد مانند اکسیژن محلول کم و غلظت آلاینده ها بالا می‌باشند ( Brinkhurst, 1967).

از آنجایی که شاخص BMWP تحت تأثیر تعداد خانواده‌ها می‌باشد و تعداد خانواده‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ماههای سرد کاهش می‌یابد ( Cooper and Knight, 1989)، لذا مقدار این شاخص نیز در ماههای آبان، آذر و دی به طور نسبی کاهش یافته است. براساس این شاخص در ماههای ذکر شده کیفیت آب بر اساس تقسیم بندی موجود (جدول ۱) متوسط، خرداد و شهریور خوب و در بقیه ماهها کیفیت آب خیلی خوب

مذکور بوده باشد، که این مورد توسط محققان زیادی ذکر شده است (Merritt and Cummins, 1978). در سیستم امتیازی BMWP اعضای راسته یکروزه‌ها غالباً دارای امتیاز ۱۰ بوده که بیانگر قدرت تحملی پایین آنها می‌باشد. بال موداران قادر به تحمل اکسیژن در سطوح پایین نبوده و در آبهای غیر آلوده یافت می‌شوند، آنها نیز در سیستم امتیازی دارای امتیازی در محدوده ۵ تا ۱۰ می‌باشند ( Payakka and Prommi, 2014; Perkin, 1983).

شیرونومیده‌ها ارگانیس‌م‌های متداول زیستگاه‌های آبی می‌باشند و در میان جمعیت‌های حشرات آبی گروه غالب را تشکیل می‌دهند، این گروه از بزرگ بی‌مهرگان کفزی فرصت مناسبی را برای بررسی اثرات انسانی بر رودخانه‌های با وسعت متفاوت فراهم آورده اند (Raunio *et al.*, 2011). به دلیل قدرت تحملی زیاد این گروه از بزرگ بی‌مهرگان کفزی در برابر آلودگی‌های آلی و شرایط کم اکسیژنی در سیستم امتیازی به آنها نمره ۲ تعلق می‌گیرد که بعد از الیگوکت‌ها کمترین نمره در این سیستم می‌باشد. غالبیت ارائه‌های مقاوم مانند خانواده شیرونومیده و خانواده های متعلق به رده اولیگوکت‌ها در ایستگاه مجاور روستا نسبت راسته یک روزه ها در تمام مراحل نمونه برداری تأییدی بر کاهش

کاهش مقادیر BMWP و ASPT در ایستگاه مطالعاتی مجاور روستا مشهود است. به نظر می‌رسد که عامل اصلی آشفته‌گی محدود در ایستگاه مجاور روستای نجارده، ورود مواد مغذی محلول و ذرات جامد معلق از پسابهای خانگی، کشاورزی بوده باشد که همگی از عوامل ایجاد استرس و آشفته‌گی ناشی از آلودگی در رودخانه محسوب شده و موجب تغییر در فون کفزیان می‌گردد. بنابراین تغییرات و استرس‌های موجود در مسیر رودخانه بخصوص پساب مناطق مسکونی و دستکاری‌های انسانی در ترکیب جمعیت کفزیان ایجاد تغییر نموده و فراوانی گروه‌های مقاوم و فیلترکننده افزایش یافته و از مقدار گروه‌های حساس به طور نسبی کاسته شده است. (Pipan 2000) بیان می‌کند که مناطق مسکونی و پساب‌های حاصله یکی از عوامل مهم استرس‌زا در رودخانه‌هاست که موجب تغییر در اجتماعات کفزیان می‌شود.

در پژوهش حاضر کمترین میزان غنای کل به میزان ۲۵ درصد در ایستگاه ۲ و بیشترین میزان آن در ایستگاه ۳ به میزان ۴۶ درصد برآورد گردید. Fore و همکاران (۱۹۹۶) بیان کردند که با افزایش آلودگی و آشفته‌گی محیطی این مقدار کاهش می‌یابد، با توجه به اینکه مقدار این سنجح جمعیتی در ایستگاه دوم

ارزیابی شد. به طور کلی در فصل بهار توده زنده بی‌مهرگان آبی در نتیجه تولید مثل اکثر گونه‌ها افزایش می‌یابد، بنابراین فراوانی و غنای گونه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کفزی تمایل به کاهش نشان می‌دهد، همچنین با شروع تنش خشکی در فص تابستان مقدار این شاخص تنزل پیدا می‌کند. بدلیل اینکه بزرگ بی‌مهرگان کفزی دارای نوسانات جمعیتی در دوره‌های مختلف زمانی بوده (سبکل زندگی) و شرایط محیطی مانند شرایط هیدرولوژیکی (دبی آب) و همچنین فعالیتهای انسانی تأثیرات زیادی بر روی جمعیت آنها دارد، میتواند از دلایل احتمالی آن باشد ( Barnes, 1987; Hynes, 1998). Hynes (1998) بیان می‌کند که افزایش یا کاهش بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ماه‌های مختلف در پی خروج بالغین آنها از آب روی می‌دهد. به طور کلی عواملی نظیر شرایط فیزیکی و شیمیایی حاکم بر زیستگاه (Ansari et al., 1994)، مقدار مواد آلی (Johnson, 1972)، میزان اکسیژن محلول (Brundian, 1951)، اندازه ذرات رسوبات (Grzybkowska, 1989) و تغییرات فصول (Seather, 1962) بر فراوانی و تنوع ماکروبتوزها تاثیر گذار است. همانطور که نتایج پژوهش حاضر نشان می‌دهد

ارزیابی دو رودخانه شمال تایلد با نمونه برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی و با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT آنها را در طبقه کیفی با آبهای بسیار تمیز قرار داد، همچنین این مطالعه نشان داد که سیستم امتیازی BMWP و ASPT همبستگی بالایی دارند و برای ارزیابی کیفی آب مناسب هستند (Payakka and Prommi, 2014). نتایج پژوهش حاضر نیز همبستگی بالای میان شاخص‌های BMWP و ASPT را نشان داد، که نتایج هم‌دیگر را تایید می‌کنند.

در پژوهش حاضر میزان شاخص تنوع شانون-وینر برای ایستگاههای ۱، ۳ و ۴ در محدوده ۱/۰۸ تا ۱/۱۵ بدست آمد که بر اساس طبقه بندی این شاخص، نشان‌دهنده موقعیت نسبتاً آلوده می‌باشد (Wilhm and Dorris, 1968). در حالی که در این تقسیم بندی، ایستگاه ۲ در وضعیت شدیداً آلوده طبقه بندی می‌گردد. شاخص تنوع شانون-وینر بدون شک بیشترین شاخص تنوع استفاده شده در ارزیابی آلودگی اکوسیستم های آبی بوده (Borja *et al.*, 2000) که بر سودمندی آن تاکید شده است (Lewis and Harrel, 2007; Lenat, 1993; Arimoro *et al.*, 1978). هرچند این شاخص نیز دارای ایرادات متنوعی می‌باشد،

کمترین بود بنابراین نشان دهنده آلودگی این ایستگاه می‌باشد. همچنین ایستگاه ۲ که تحت تاثیر عوامل استرس‌زای محیطی قرار داشت، میزان شاخص EPT/CHIR و نیز غنای EPT کمتری نسبت به سایر ایستگاه‌های مطالعاتی داشت که تاکید بر استرس محیطی و آلودگی می‌باشد (Barbour *et al.*, 1999). در پژوهش حاضر با بررسی انجام شده بر روی ایستگاههای مختلف و با در نظر گرفتن میانگین شاخص زیستی و همچنین ترکیب و تعداد گونه‌ها در هر ایستگاه مشاهده گردید که منطقه بالادست رودخانه (ایستگاه ۱) به سبب صعب‌العبور بودن و همچنین عدم دخالت‌های انسانی و وارد نشدن هر نوع آلودگی، حضور گونه‌هایی که شاخص آب‌های پاکیزه می‌باشند به مراتب بیشتر و متنوع‌تر می‌باشد. به طور کلی میتوان گفت که رودخانه خیرودکنار بر خلاف بسیاری از مطالعات (Karr, 1998; Voelker and Renn, 2000) از سمت بالا دست رودخانه به سمت پایین دست آلوده‌تر نشده است بلکه تنها در ایستگاه مجاور روستا، ورود فاضلاب خانگی و عوامل استرس‌زا به قدری بود که در یک محدوده مکانی معین تغییر ایجاد نمود و باعث ایجاد تغییراتی در اجتماعات بزرگ بی‌مهرگان کفزی گردید.

۰/۶۲ بوده و تفاوت معنی داری را در بین ایستگاه‌های مطالعاتی نشان نداد، که میتواند نمایانگر تقریبی فراوانی گونه‌های غالب باشد، که نتیجه گیری بدست آمده از شاخص شانون نیز همین موضوع را اثبات می‌نمود.

در پژوهش حاضر رابطه همبستگی بین شاخص‌های زیستی و پارامترهای کیفی آب بسیار ضعیف بود که این موضوع نشان دهنده حساسیت اندک این شاخص‌ها به متغیرهای کیفی آب می‌باشد. دلیل آنرا میتوان به وضعیت بسیار متغیر پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب در رودخانه‌های موقت نسبت داد. محققان در گزارشات متعدد خود به نوسانات متغیرهای محیطی در رودخانه‌های موقت اشاره کرده‌اند. آنها بیان نمودند که نوسانات متغیرهای محیطی (Williams, 1996) و همچنین تغییرات هیدرولوژیکی در رودخانه‌های موقت و استراتژی‌های سازگاری زیستی پس از آن برای زنده ماندن، از مشکلات اصلی مرتبط با روش‌های ارزیابی بیولوژیکی این رودخانه‌ها می‌باشد، که می‌تواند اشتباهاتی را به ارزیابی کیفیت آن اکوسیستم وارد کند (Prenda and Gallardo, 1999). این مهم باید بوسیله روش ارزیابی که مورد استفاده قرار می‌گیرد پوشش داده شود. با این حال مطالعات مربوط به توسعه روشهای ارزیابی

به طور مثال علی رغم تنوع بالا، تراکم بالای گونه‌های غالب میتواند سبب کاهش شاخص شانون گردد، که در پژوهش حاضر احتمالاً دلیل کاهش مقدار عددی شاخص شانون علی رغم تنوع بالا در ایستگاههای ۱ و ۳ و ۴ به این دلیل است. وجود تعداد گونه‌های فراوان، نمی‌تواند به تنهایی بیانگر تنوع بالای ماکروبتوزها باشد، این درحالی است که توزیع متعادل و وسیع افراد در بین گونه‌ها، از پارامترهای اصلی افزایش تنوع می‌باشد (Gray, 2000). Lydy و همکاران (2000) بیان کردند که ممکن است در اثر آلودگی زیاد ترکیب جمعیت تغییر کند ولی تنوع این منطقه برابر یا حتی بیشتر از یک مکان غیر آلوده باشد. شاخص سیمپسون درجه غالبیت را نشان می‌دهد و بیشتر برای تعیین غالبیت بین جمعیت گونه‌ها بکار برده می‌شود (Ludwig and Reynolds, 1988). این شاخص در مورد اجتماعی بکار می‌رود که بتوان تمام افراد آن اجتماع را شمارش کرد. معمولاً هرچقدر غالبیت یک گونه در اجتماع مورد نظر بیشتر باشد، مقدار عددی شاخص سیمپسون به سمت ۱ میل میکند و هرچه توزیع افراد در جامعه یکنواخت تر باشد این مقدار به سمت صفر میل می‌کند. در پژوهش حاضر نتیجه شاخص سیمپسون در تمام منطقه مورد مطالعه بین ۰/۵ تا

فیزیکی و شیمیایی، مخصوصاً در آبگیرهای پایین آمده، به مراتب خیلی بیشتر از جریان های دائمی است و ممکن است عامل مهم و تعیین کننده ای در ساختار و ترکیب اجتماعات بی مهره باشد (Pires *et al.*, 2000). همچنین میتوان بیان نمود که پارامترهای شیمیایی آب الزاما منعکس کننده وضعیت اکولوژیکی حقیقی نیستند (Simboura and Zenetos, 2002). کدورت و pH از ویژگی های شیمیایی کلیدی آبهای موقت به شمار می روند (Brooks, 2004). در پژوهش حاضر شاخص زیستی ASPT با میزان فسفات آب همبستگی مثبت نشان داد. با این حال، Spencer و همکاران (1999)، نشان دادند که ویژگی های شیمیایی آب ممکن است ساختار جامعه بزرگ بی مهرگان کفزی را به اندازه دوره های آبی یا اندازه زیستگاه تحت تاثیر قرار ندهد، زیرا بسیاری از ساکنان آب های موقت تحمل گسترده ای برای تغییر در pH و اکسیژن محلول دارند. تجزیه و تحلیل پارامترهای فیزیکی و شیمیایی کیفی آب اطلاعات مفیدی در مورد حضور آلاینده ها در نمونه های آب مورد نظر در زمان و مکان نمونه برداری ارائه می دهد. با این حال، تجزیه و تحلیل شیمیایی آب یک شاخص ضعیف در برابر تغییرات بلند مدت زیست محیطی است (Galbrand *et al.*, 2007). به عبارت

رودخانه های موقت که موقعیت های متفاوت هیدرولوژیکی را پوشش دهد بسیار نادر می باشد (Morais *et al.*, 2004; Coimbra *et al.*, 1996) و روش شاخص استاندارد کاملی وجود ندارد (Pinto *et al.*, 2004). مطالعه Morais و همکاران (2004) نشان داد که شاخص زیستی ASPT، شاخصی مناسب برای ارزیابی این نوع از رودخانه ها بوده و همچنین بیان کردند که BMWP بر خلاف دیگر شاخص های به کار برده شده نظیر شاخص شانون-وینر و همگنی به طور مشخصی تحت تاثیر متغیرهای محیطی نمی باشد. این در حالی است که Johnson و همکاران (2006) نشان دادند که شاخص های مبتنی بر سیستم های نمره دهی نظیر BMWP و ASPT قوی تر از شاخص های مبتنی بر ساختار جامعه هستند. در پژوهش حاضر شاخص شانون-وینر با درجه حرارت و فسفات آب همبستگی مثبت داشت، پژوهش Azrina و همکاران (2006) نشان دادند که شاخص های تنوع دارای همبستگی معنی داری با کل جامدات غیر محلول (TSS) و هدایت الکتریکی می باشند. این در حالی است که مطالعه (Kroll *et al.*, 2009) همبستگی منفی بسیار قوی را بین فسفات، نیترات و شاخص های زیستی نظیر BMWP و ASPT نشان داد. نوسان در شرایط

کشاورزی و خانگی ناشی از مجاورت روستا در ایستگاه ۲، بر جوامع ماکروبنیتیک تاثیر منفی گذاشته است و باعث کاهش کیفیت آب و محیط زیست این جانداران شده است، به همین دلیل توجه به ملاحظات زیست محیطی و اعمال مدیریت توسط ساکنان و سازمان‌های مربوطه در این منطقه به طور جدی احساس می‌شود. این در حالی است که شاخص‌های شانون و سیمپسون با توجه به ترکیب ماکروبنیتوزهای منطقه به خوبی توانایی بیان واضح تفاوت‌های میان ایستگاه‌های مطالعاتی را بروز ندادند. همچنین بنابر عدم رابطه میان فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و شاخص‌های زیستی، این شاخص‌ها به طور مطلق نمیتواند برای ارزیابی کیفی این رودخانه قابل اعتماد باشند و بهتر است که این شاخص‌ها در رودخانه‌های موقت دیگر به کار رفته و با شاخص‌های متعدد دیگر مقایسه گردد. بدین منظور با نمونه برداریهای مرتب و منظم از بنتوزها، می توان روند هرگونه تغییرات ایجاد شده را ثبت و در جهت رفع تغییرات ناخوشایند تلاش نمود.

دیگر در مطالعات ارزیابی کیفی رودخانه‌ها تنها روش های رایج سنجش پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب کافی نیست، زیرا اینها فقط اطلاعات مربوط به زمان نمونه برداری را در اختیار قرار می دهند ( Metcalfe, 1989).

برنامه‌های کنترل و پایش کیفی آب در ایران عمدتاً بر اساس تعیین فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب صورت می‌گیرد، در مقابل ارزیابی زیستی رودخانه ها به صورت محدودی انجام می‌گیرد ( Nematy *et al.*, 2010). استفاده از شاخص زیستی BMWP و به دنبال آن ASPT به دلیل نبود کلیدهای شناسایی بزرگ بی-مهرگان کفزی در ایران خصوصاً در سطح گونه، میتواند بسیار مفید باشد. این روش به دلیل نیازمندی به شناسایی ماکروبنیتوزها در سطح خانواده بسار آسان و کم هزینه بوده و در زمان نیز صرفه جویی قابل توجهی خواهد شد (Czerniawska-Kusz, 2005).

به طور کلی واضح و مبرهن است که بر اساس نوع جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی هر رودخانه و شرایط اکولوژیک آن شاخص یا شاخص‌های خاصی به منظور ارزیابی و کنترل کیفی در آن تعریف می‌شود. ارزیابی کیفی رودخانه خیرودکنار با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT نشان داد که وجود آلودگی

## REFERENCES

- Abbasi, T., Abbasi, S. 2011. Water quality indices based on bioassessment: The biotic indices. *Journal of Water and Health*, 9, 330-348.
- Ansari, Z.A., Sreepada, R.A., Kanti, A., Gracias, E.S., 1994. Macrobenthic assemblage in the soft sediment of Marmugao harbour, Goa (central west coast of India). *Indian Journal of Marine Sciences*, 23, 225-231.
- Arimoro, F.O., Ikomi, R.B., Iwegbue C., 2007. Water quality changes in relation to Diptera community patterns and diversity measured at an organic effluent impacted stream in the Niger Delta, Nigeria. *Ecological Indicators*, 7, 541-552.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17, 333-347.
- Artemiadou, V., Lazaridou, M., 2005. Evaluation score and interpretation index for the ecological quality of running waters in central and northern Hellas. *Environmental Monitoring and Assessment*, 110, 1-40.
- Azrina, M.Z., Yap, C.K., Rahim Ismail, A., 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, 337-347.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B., 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Peryphyton, Benthic invertebrates and Fish*. 2nd ed., EPA Pub., Washington D.C., 408 p.
- Barnes, R., 1987. *Invertebrate zoology*. Saunders college publishing. New York. USA. 893 p.
- Bass, D., 1995. Species composition of aquatic macroinvertebrates and environmental conditions in Cucumber Creek. *Proceedings-Oklahoma Academy of Science*, 75, 39-44.
- Blomqvist, S., 1991. A Review: Quantitative sampling of soft-bottom sediments: problems and solutions. *Marine Ecology Progress Series*, 72, 295-304.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Statzner, B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495-523.
- Borja, A., Franco, J., Perez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 1100-1114.
- Bouchard, W., 2004. *Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest*. Water Resources Center, University of Minesota, 208 p.
- Brinkhurst, R.O., 1967. The distribution of aquatic oligochaetes in Saginaw Bay, Lake Huron. *Limnology and Oceanography*, 12, 137-143.
- Brooks, R.T., 2004. Weather-related effects on

woodland vernal pool hydrology and hydroperiod. *Wetlands*, 24, 104-114.

Brundian, I., 1951. The relation of O<sub>2</sub> microstratification of mud surface to the ecology of the profoundly bottom fauna. *Institute of Freshwater Research Drottningholm Report*, 32, 8-12.

Camargo, J.A., Gonzalo, C., 2007. Physicochemical and biological changes downstream from a trout farm outlet: Comparing 1986 and 2006 sampling surveys. *Limnetica*, 26, 405-414.

Capítulo, A.R., Tangorra, M., Ocón, C., 2001. Use of macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35, 109-119.

Clifford, H.F., 1991. *Aquatic invertebrates of Alberta: An illustrated guide*. University of Alberta. 538 p.

Coimbra, C.N., Graça, M.A.S., Cortes, R.M., 1996. The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean river. *Environmental Pollution*, 94, 301-307.

Cooper, C.M., Knight, S.S., 1989. Water quality cycles in two hill land streams subjected to natural, municipal, and non-point agricultural stresses in the Yazoo Basin of Mississippi, USA (1985-1987). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24, 1654-1663.

Czeniawska-Kusza, I., 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system

and several biological indices based on macroinvertebrates for water quality assessment. *Limnologica*, 35, 169-176.

De Pauw, N., Vanhooren, G., 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100, 153-168.

Dezhkam, S., 2010. Identification of aquatic invertebrates Kheirood Kenar River. B.Sc thesis. Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, the University of Tehran, Iran, 43 p. (in Persian).

Elmore, A.J., Kaushal, S.S., 2008. Disappearing headwaters: patterns of stream burial due to urbanization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 308-312.

Fore, L.S., Karr, J.R., Wisseman, R.W., 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society*, 15, 212-231.

Galbrand, C., Lemieux, I.G., Ghaly, A.E., Côté, R., Verma, M., 2007. Assessment of constructed wetland biological integrity using aquatic macroinvertebrates. *OnLine Journal of Biological Sciences*, 7, 52-65.

Gerhardt, A., 2001. A new multispecies freshwater biomonitor for ecologically relevant supervision of surface waters. In *Biomonitoring and Biomarkers as Indicators of Environmental Change 2*, Springer US, pp. 301-316.

Gerhardt, A., De Bisthoven, L.J., 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.

Gray, J.S., 1981. The ecology of marine sediments: an introduction to the structure and function of benthic communities (No. 2), Cambridge University Press, 185 p.

Grebmeier, J.M., McRoy, C.P., Feder, H.M., 1988. Pelagic-benthic coupling on the shelf of the northern Bering and Chukchi seas. 1. Food supply source and benthic biomass. *Marine Ecology Progress Series*, Oldendorf, 48, 57-67.

Grzybkowska, M., 1989. Production estimates of the dominant taxa of Chironomidae (Diptera) in the modified, River Widawka and the natural, River Grabia, Central Poland. *Hydrobiologia*, 179, 245-259.

Guntharee, S., 2003. Benthic macroinvertebrates as a biological index of water quality in the lower Thachin River. *Silpakorn University International Journal*, 3, 168-183.

Hawkes, H. (1998). Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water Research*, 32(3): 964-968.

Hepp, L.U., Milesi, S.V., Biasi, C., Restello, R.M., 2010. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia (Curitiba)*, 27, 106-113.

Hynes, K.E., 1998. Benthic macroinvertebrates

diversity and biotic indices for monitoring of 5 urbanizing lakes within the Halifax regional municipality (HRM), Nova Scotia, Canada, Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax, 114 p.

Johnson, P.M., 1972. Ecology and production of Profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. *Oikos (supp 1)*, 14, 1-148.

Johnson, R.K., Hering, D., Furse, M.T., Clarke, R.T., 2006. Detection of ecological change using multiple organism groups: metrics and uncertainty. *Hydrobiologia*, 566, 115-137.

Karr, J.R., 1998. Rivers as sentile: Using the biology of rivers to guide landscape management, final report for USEPA, 28 p.

Kroll, S.A., Llacer, C.N., de la Cruz Cano, M., de las Heras, J., 2009. The influence of land use on water quality and macroinvertebrate biotic indices in rivers within Castilla-La Mancha (Spain). *Limnetica*, 28, 203-214.

Lenat, D.R., 1993. A biotic index for the southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. *Journal of the North American Benthological Society*, 12, 279-290.

Lewis, S.P., Harrel., R.C., 1978. Physicochemical conditions and diversity of macrobenthos of village creek, Texas. *The Southwestern Naturalist*, 23, 263-272.

Ludwig, J.A., Reynolds, J.F., 1988. *Statistical Ecology*. John Wiley and Sons, Inc., 341 p.

Lydy, M.J., Crawford, C.G., Frey, J.W., 2000. A comparison of selected diversity, similarity and biotic indices for detecting changes in benthic-invertebrate community structure and stream quality. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 469-479.

Merritt, R.W., Cummins, K.W., 1978. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa, 862 p.

Metcalf, J.L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60, 101-139.

Miyazaki, R., Lehmkuhl, D.M., 2011. Insects of the Saskatchewan River System in Saskatchewan. In *Arthropods of Canadian Grasslands (Volume 2): Inhabitants of a Changing Landscape*. Edited by K. D. Floate. *Biological Survey of Canada*, pp. 119-157.

Morais, M., Pinto, P., Guilherme, P., Rosado, J., Antunes, I., 2004. Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. *Hydrobiologia*, 516, 229-249.

Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A., Tommasi, L. R., Borja, A., 2005. Testing the applicability of Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the America Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 624-637.

Mustow S.E., 2002. Biological monitoring in rivers of Thailand: use and adaptation of the BMWP score. *Hydrobiologia*, 479, 191-229.

Nemati, M., Ebrahimi, E., Mirghaffary, N., Safyanian, A., 2010. Biological assessment of the Zayandeh Rud River, Iran, using benthic macroinvertebrates. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, 40, 226-232.

Paisley, M.F., Trigg, D.J., Walley, W.J., 2013. Revision of the Biological Monitoring Working Party (Bmwp) Score System: Derivation of Present-Only and Abundance-Related Scores from Field Data. *River Research and Applications*, 30, 887-904.

Payakka, A., Prommi, T.O., 2014. The Use of BMWP and ASPT Monitoring Of Stream. *Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation*, 9, 7-16.

Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology, Annual Review*, 16, 229-311.

Perkin, J.L., 1983. Bioassay evaluation of diversity and community comparison indexes, *Research journal of the Water Pollution Control Federation*, 55, 522-530.

Perus, J., Bäck, S., Lax, H. G., Westberg, V., Kauppila, P., Bonsdorff, E., (2004). Coastal marine zoobenthos as an ecological quality element: a test of environmental typology and the European Water Framework Directive. *Coastline Reports*, 4, 27-38.

- Pinto, P., Rosado, J., Morais, M., Antunes, I., 2004. Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. *Hydrobiologia*, 516, 191-214.
- Pipan, T., 2000. Biological assessment of Stream Water Quality-The Example of the Reka River (Slovenia). *Acta Carsologica*, 29/1: 201-222.
- Pires, A. M., Cowx, I.G., Coelho, M.M., 2000. Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiologia*, 435, 167-175.
- Prenda, J., Gallardo-Mayenco, A., 1999. Distribution patterns, species assemblages and habitat selection of the stoneflies (Plecoptera) from two Mediterranean river basins in southern Spain. *International Review of Hydrobiology*, 84, 595-608.
- Raunio, J., Heino, J., Paasivirta, L., 2011. Non-biting midges in biodiversity conservation and environmental assessment: findings from boreal freshwater ecosystems. *Ecological Indicators*, 11, 1057-1064.
- Rosenberg, D.M., Davies, I.J., Cobb, D.G., Wiens, A.P., 1997. Protocols for measuring biodiversity: Benthic macroinvertebrates in fresh waters. University Crescent, Manitoba, 43 p.
- Seather, O.A., 1962. Larval overwintering in *Endo Chironomus tendons* Fabric us. *Hydrobiology*, 20, 277-381.
- Simboura, N., Zenetos, A. 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science*, 3, 77-111.
- Simpson, S.L., Batley, G.E., Chariton, A.A., Stauber, J.L., King, C.K., Chapman, J.C., Hyne, R.V., Gale, S.A., Roach, A.C., Maher, A., 2005. Handbook for sediment quality assessment. CSIRO, Bangor, NSW, 218 p.
- Spencer, M., Blaustein, L., Schwartz, S.S., Cohen, J.E., 1999. Species richness and the proportion of predatory animal species in temporary freshwater pools: relationships with habitat size and permanence. *Ecology Letters (United Kingdom)*, 2, 157-166.
- Stephens, W.W., Farris, J.L., 2004. Instream community assessment of aquaculture effluents. *Aquaculture*, 231, 149-162.
- Voelker, D.C., Renn, D.E., 2000. Benthic invertebrates and quality of streambed sediments in the White River and selected tributaries in and near Indianapolis, Indiana. *USGS Science for a Changing World*, 55 p.
- Walley, W.J., Hawkes, H.A., 1996. A computer-based reappraisal of the Biological Monitoring Working Party scores using data from the 1990 river quality survey of England and Wales. *Water Research*, 30, 2086-2094.
- Wilhm, J., Land Dorris, T.C., 1968. Biological parameters for water quality criteria. *BioScience*, 18, 477-481.

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

Williams, D.D., 2005. *The biology of temporary waters*. Oxford University Press, 348 p.

Wright, J.F., Armitage, P.D., Furse, M.T., Moss, D.,

1989. Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Regulated Rivers: Research and Management*, 4, 147-155.

Zamora-Munoz, C., Alba-Tercedor, J., 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society*, 15, 332-352.

# An analysis on qualitative status of the Kheiroodkenar River ecosystem using the biodiversity indices ASPT and BMWP

Saeid Shahbazi Naserabad<sup>1</sup>, Hadi Poorbagher<sup>2\*</sup>, Soheil Eagderi<sup>3</sup>, Afshin Danehkar<sup>4</sup>, Moein Rajaei<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Graduated with an M.Sc., Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Tehran

<sup>2</sup>Associate Professor, Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Tehran

<sup>3</sup>Associate Professor, Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Tehran

<sup>4</sup>Associate Professor, Department of Environment, Faculty of Natural Resources, University of Tehran

<sup>5</sup>Graduated with an M.Sc., Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Tehran

Received: 1-Nov.-2014

Accepted: 10-Jun.-2015

## Abstract

The present study aimed to compare the efficiency of BMWP, ASPT and diversity indices in environmental monitoring of temporal rivers. For this purpose, four sampling stations were selected along the Kheiroudkenar River and macroinvertebrates were sampled monthly with three replicates (from July 2012 to November 2013). BMWP and ASPT were calculated using the specific scores of each family. Our results showed that with the exception of the station close to the Najar-deh village, with a BMWP score of 64.2 indicating fair water quality, other stations in the river had good water quality. The calculated scores for ASPT index also showed similar results. However, the Shannon-Wiener index predicted moderately-polluted state for the stations 1, 3 and 4 and heavily polluted state for the station 2. There was a positive correlation between BMWP and ASPT. In general, according to seasonality, habitats conditions and fluctuations in physicochemical parameters of this temporal river, macroinvertebrates composition at the studied sites demonstrated higher reliability as a biological index.

**Keywords:** Biological index, BMWP, ASPT, Diversity index, Water quality, Temporal River.

---

\* Corresponding author: Email: poorbagher@ut.ac.ir