

ارزیابی کیفی آب رودخانه چشمه کیله با استفاده از جوامع درشت بی مهرگان کفزی و فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب

روح الله عباسپور*^۱، حسن حسن زاده^۲، حمیدرضا عزیززاده ثابت^۳، سعود هدایتی فرد^۴، جواد مسگران کریمی^۱

۱- دانشگاه آزاد اسلامی واحد لاهیجان، باشگاه پژوهشگران جوان، لاهیجان، ایران، صندوق پستی: ۱۶۱۶

۲- دانشگاه آزاد اسلامی واحد قائمشهر، گروه محیط زیست، قائم شهر، ایران، صندوق پستی: ۱۶۳

۳- مرکز تحقیقات ماهیان سردابی کشور، تنکابن، ایران، صندوق پستی: ۴۶۷/۴۶۸۱۵

۴- دانشگاه آزاد اسلامی واحد قائم شهر، گروه شیلات، قائم شهر، ایران، صندوق پستی: ۱۶۳

تاریخ دریافت: ۱۴ مرداد ۱۳۹۲

تاریخ پذیرش: ۲۰ آبان ۱۳۹۲

چکیده

در پژوهش حاضر به بررسی کیفی آب رودخانه چشمه کیله با استفاده از جوامع درشت بی مهرگان کفزی در سال ۱۳۹۰-۱۳۸۹ در چهار ایستگاه و طی دوازده نوبت نمونه برداری با سوربر سطح ۰/۱ متر مربع صورت گرفت. در بررسی کفزیان رودخانه ۴۷ خانواده متعلق به ۱۵ راسته و شش رده شناسایی شد که در میان آن‌ها لارو حشرات آبی بیشترین تنوع را داشته‌اند. همزمان با نمونه برداری از فون بنتیک برخی از فاکتورهای فیزیکی شیمیایی نظیر دمای آب، TSS، BOD₅ و EC در ایستگاه‌ها اندازه‌گیری گردید. نتایج نشان می‌دهد که راسته‌های Diptera, Ephemeroptera, Trichoptera در ایستگاه‌های ۱ و ۲ و ۳ و راسته‌های Diptera, Ephemeroptera, Tubificida در ایستگاه ۴ غالبیت داشتند. همچنین ایستگاه ۱ با ۹/۰۷ گرم بر متر مربع بیشترین میزان زیتوده کفزیان و ایستگاه ۴ با میانگین وزن ۱/۱۱ گرم بر متر مربع از کمترین میزان زیتوده کفزیان در کل سال را به خود اختصاص داده است. بررسی‌ها نشان داد که حداقل میانگین شاخص EPT، EPT / CHIR و ASPT متعلق به ایستگاه ۴ و حداکثر آن متعلق به ایستگاه ۱ می‌باشد. شاخص BMWP و EPT بیان‌کننده وجود اختلاف معنی دار بین ایستگاه هادر سطح احتمال ۵ درصد ($P < 0.05$) می‌باشد. بر طبق نتایج به دست آمده مشخص شد که تغییرات و استرس‌های موجود در مسیر رودخانه به خصوص پساب مناطق مسکونی در ترکیب جمعیت کفزیان ایجاد تغییر نموده و درصد فراوانی گروه‌های مقاوم و فیلترگر افزایش یافته و از مقدار گروه‌های حساس به طور نسبی کاسته شده است.

کلمات کلیدی: رودخانه چشمه کیله، شاخص زیستی، فاکتورهای فیزیکوشیمیایی، ماکروبتوز.

* عهده دار مکاتبات (✉) roholla.abbaspour@gmail.com

مقدمه

بررسی نهرها و رودخانه‌ها، نه تنها در تشخیص سلامت اکوسیستم‌ها مهم‌اند بلکه می‌توانند نشانگر فشارهای احتمالی وارده از محیط اطراف نیز باشد (Sandin, 2003). بنابراین با اندازه‌گیری عوامل فیزیکی و شیمیایی می‌توان به کیفیت آب پی برد (Karr, 1998). از موثرترین روش‌های عملی و به صرفه اقتصادی جهت تعیین سلامت اکولوژیکی آب‌ها و تعیین اینکه آیا فعالیت‌های انسانی موجب کاهش کیفیت آب‌ها می‌شود، ارزیابی و پایش بیولوژیکی می‌باشد (Lenat, 1993). شناسایی موجودات آبرزی در کنار مطالعات فیزیکوشیمیایی و باکتریولوژی آب می‌تواند در جهت تعیین وضعیت کیفی آب‌ها به شکل مطلوب و موثری کمک نمایند (احمدی، ۱۳۶۸). زمانی که شرایط تغییر می‌کند، فراوانی و توزیع و ترکیب جمعیت موجودات آبرزی در منطقه مورد اثر تغییر می‌کند. موجودات کفزی باعث معدنی شدن مواد آلی شده و همچنین به عنوان دومین یا سومین سطح غذایی مورد استفاده سایر آبریان قرار گرفته و می‌توانند به عنوان نمایه‌ای از میزان کل تولیدات محسوب شوند (نظامی و خارا، ۱۳۸۴).

مطالعه اجتماعات کفزی به خصوص تعیین میزان زیتوده و تولید ثانویه آن‌ها به دلیل اهمیت و نقش این موجودات در زنجیره غذایی، می‌تواند نشانگر میزان حاصلخیزی بستر دریا باشد و با توجه به اینکه مستقیماً مورد تغذیه ماهیان و میگو و سایر آبریان کفزی قرار می‌گیرند (باقری و عبدالملکی، ۱۳۸۱).

کاربرد این شاخص‌ها در ارزیابی کیفیت آب بر این اساس استوار است که ساختار اجتماعات کفزی ممکن است متعاقب آشفستگی‌های محیط تغییر می‌کند (زیرا برخی از گونه‌ها بیش از سایرین تاثیر می‌پذیرند)

و آلودگی‌ها از تنوع بزرگ بی‌مهرگان می‌کاهد، بنابراین کاهش تنوع خانواده‌های بزرگ بی‌مهرگان انعکاس دهنده شدت فشار محیطی می‌باشد. در واقع شاخص‌های زیستی راهی جهت نمایش وضعیت اکولوژیکی منابع آبی هستند که براساس جمعیت بی‌مهرگان کفزی و دامنه تحمل آن‌ها به آلودگی می‌باشد. این شاخص‌ها ساده‌ترین و کم هزینه‌ترین روش‌ها جهت ارزیابی سریع منابع آبی بوده که به صورت یک عدد واحد بیان می‌شوند. این جانداران به دلیل داشتن غذای بالای گونه‌ای، سکان بودن، چرخه زندگی طولانی و نشان دادن وضعیت دوره‌ای تغییرات محیط در ارزیابی بوم‌شناختی اکوسیستم‌های آبی مورد توجه قرار می‌گیرند (Spellman et al., 2001).

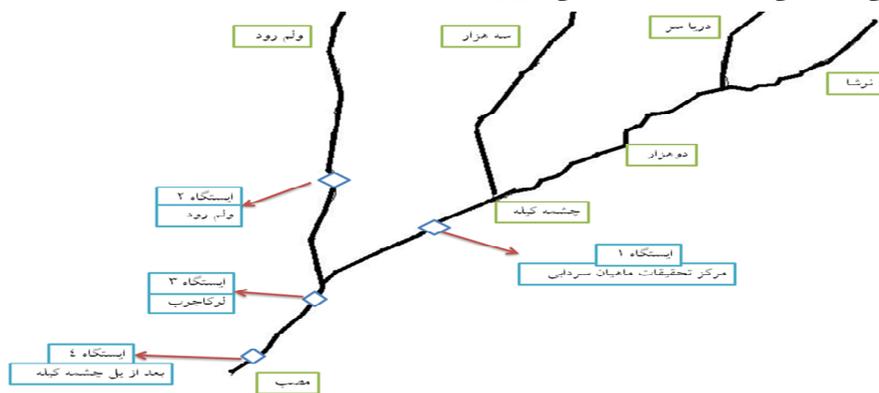
مطالعه و کسب اطلاعات در رابطه با میزان فراوانی، بیوماس و تولید ثانویه موجودات کفزی به ویژه ماکروبتوزها در اکوسیستم‌های آبی می‌تواند به عنوان شاخصی برای شناخت بیشتر منابع آبی و ارزیابی ظرفیت‌های شیلاتی و در نتیجه تعیین پتانسیل بهره برداری از ذخایر کفزیان مورد استفاده قرار گیرد (نیکویان، ۱۳۷۶). همچنین عواملی مثل مقدار غذا، نوع بستر، شرایط فیزیکی و شیمیایی حاکم بر زیستگاه، مقدار مواد آلی، آلودگی محیط زیست، اندازه ذرات رسوب، میزان اکسیژن محلول، تغییرات فصول، نوع ماهی و تعداد ماهیان کفزی خوار می‌تواند بر فراوانی و تنوع این موجودات کفزی تاثیر گذار باشد (نظامی و خارا، ۱۳۸۴). بدلیل رابطه و حساسیتی که کفزیان بزرگ نسبت به شرایط زیستی خود دارند مطالعات بیولوژیکی مختلف، توسط محققان بر روی رودخانه‌های ایران و خارج از کشور انجام شده است. از مطالعات داخلی می‌توان به برآورد زیتوده رودخانه‌ای آغشت و

در شرایط طبیعی رودخانه چشمه کیله بوجود آورده است. همه این عوامل از جمله دلایل انجام این مطالعه بوده است تا با بررسی فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و شناسایی گونه‌های بنتوزی در ایستگاه‌های مختلف در طول سال، تعیین شاخص زیستی هر ایستگاه و در نهایت کل رودخانه و ارزیابی کیفی بر اساس جوامع کفزیان باشد.

مواد و روش‌ها

رودخانه چشمه کیله تنکابن در حوزه جنوبی دریای خزر به عنوان یک زیستگاه بسیار مهم و با ارزش برای مهاجرت و زادآوری گونه‌های با ارزش شیلاتی نظیر ماهی آزاد (*Salmo trutta caspius*) و ماهی سفید (*Rutilus frisii kutum*) از اهمیت بسیار بالایی برخوردار بوده است (شکل ۱). این رودخانه دارای آب دائمی است و یستر آن تا نزدیکی دریا دارای شیب تند و سنگلاخی می‌باشد. طول رودخانه ۸۰ کیلومتر بوده و وسعت حوزه آبریز آن حدود ۱۳۵۰ کیلومتر مربع می‌باشد که قسمت اعظم آن کوهستانی، مرتفع و پوشیده از جنگل می‌باشد و دارای ژریم بارانی و برفی است (شکل ۱).

کردان توسط احمدی و همکاران (۱۳۷۹)، ارزیابی میزان آلودگی و کیفیت آب چشمه‌های استان فارس با استفاده از فون حشرات آبی کفزی توسط حافظیه (۱۳۸۰) که نتایج آن از عالی تا نسبتاً بد و خیلی بد برآورد شد، ارزیابی رودخانه چافرود در شمال ایران (استان گیلان) را بر اساس ساختار جمعیت بزرگ بی مهرگان آبی توسط قانع ساسان سرایی (۱۳۸۳)، ارزیابی شاخص زیستی آلودگی و فون کفزیان نهر مدرسو پارک ملی گلستان توسط جرجانی و همکاران (۱۳۸۷) نام برد و از مطالعات خارجی می‌توان به اثرات پساب مزارع پرورش ماهی بر روی رودخانه ترسنجیکا توسط (Zivic et al., 2009)، ارزیابی آلودگی مزارع ماهی قزل آلا با معیارهای بیولوژیک و شاخص‌های مبتنی بر درشت بی مهرگان کفزی توسط (Camargo et al., 2010) و ارزیابی درشت بی مهرگان کفزی در پاسخ به فعالیت‌های انسانی توسط (Fore et al., 1996) نام برد. رودخانه چشمه کیله تنکابن و سرشاخه‌های آن به عنوان یک منطقه استراتژیک و حساس شیلاتی از نیم قرن گذشته مطرح بوده و فعالیت‌های تولیدی کارگاه‌های پرورش ماهی متعدد و فعالیت‌های انسانی ناشی از برداشت بی‌رویه شن و ماسه، آلودگی شهری، آلودگی صنعتی، آلودگی کشاورزی و روستائی تغییر



شکل ۱: موقعیت ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه چشمه کیله تنکابن بر روی نقشه

جدول ۱: مشخصات ایستگاه‌های مطالعاتی

شماره ایستگاه	نام ایستگاه	ارتفاع از سطح دریا (متر)	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	جنس بستر
۱	مرکز تحقیقات	۳۵۲	۰۵° ۵۰' ۰۵/۵"	۳۶° ۴۱' ۱۸/۹"	سنگلاخی
۲	ولمرود	۱۷۴	۰۵° ۵۱' ۰۰/۳"	۳۶° ۴۴' ۳۶/۵"	رسی - شنی
۳	لوکاجوب	۹۷	۰۵° ۴۹' ۳۰/۶"	۳۶° ۴۶' ۰۷/۶"	سنگلاخی - شنی
۴	بعد پل چشمه کیله	-۱۰	۰۵° ۵۲' ۴۵/۷"	۳۶° ۴۹' ۰۵/۸"	شنی ماسه ای

هر خانواده با استفاده از ترازوی حساس امیلی گرم وزن شد و داده‌ها در جدول مربوطه ثبت گردید. متغیرهای فیزیکی شیمیایی مورد آزمایش در این مطالعه با توجه به هدف و امکانات، TSS با روش Standard method و BOD₅ با استفاده از روش وینکلر (تیتراسیون) بلافاصله بعد از اتمام نمونه برداری در آزمایشگاه و EC و دما توسط دستگاه مولتی متر با مدل WTW340i در محل صورت گرفت. ارتفاع از سطح دریا با استفاده از دستگاه GPS با دقت یک متر مورد محاسبه قرار گرفت. برای تعیین دبی از روش جسم شناور استفاده شد. اطلاعات به دست آمده پس از جداساز و شمارش به صورت سنجش‌های جمعیتی با شاخص‌های EPT و EPT/CHIR برای ایستگاه‌های مختلف محاسبه گردید و بر اساس سنجش‌های جمعیتی به دست آمده ایستگاه‌ها دسته بندی و ارزیابی شدند. شاخص EPT کل خانواده‌های شناسایی شده، متعلق به راسته‌های Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera می‌باشند که در واقع راسته‌های حساس به آلودگی به شمار می‌روند. این شاخص معمولاً با افزایش کیفیت آب افزایش می‌یابد (Loch et al., 1999). شاخص EPT/CHIR عبارت است از فراوانی مجموع افراد متعلق به راسته‌های EPT به فراوانی کل افراد خانواده شیرونومیده. در این شاخص EPT و

نمونه برداری به مدت یکسال به صورت ماهانه (۱۲ ماه از مهر ۱۳۸۹ لغایت شهریور ۱۳۹۰) در چهار ایستگاه (جدول ۱) توسط نمونه بردار سوربر با سطح ۰/۱ متر مربع در سه تکرار به صورت تصادفی از حاشیه و وسط رودخانه انجام گرفت (Barbour et al., 1999). محتویات تشت به داخل دبه‌های پلاستیکی تخلیه و با فرمالین ۴٪ یا اتانول ۹۵٪ فیکس کردیم (Plafkin et al., 1989). سپس نمونه با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر (Maccafferty and Provonsa, 1981; Hugh and Clifford, 1991; Usinger, 1963; Pennak, 1978) شناسایی، تا حد امکان صورت گرفت و در جهت تخمین فراوانی نسبی کفزیان در ایستگاه‌های مطالعاتی، بررسی ترکیب و ساختار ماکروزو بنتوزها، اقدام به شمارش خانواده‌های شناسایی شده کفزیان در ایستگاه‌های مطالعاتی شد. اطلاعات در جداولی که از قبلا تنظیم شده بود درج و ثبت گردید و با استفاده از نرم افزار مایکروسافت اکسل اقدام به محاسبه شاخص‌های زیستی و تنوع بر طبق الگوی استاندارد شاخص‌های انتخابی و ثبت نتایج به دست آمده شد. برای تعیین بیوماس کفزیان در ایستگاه‌های مطالعاتی بر اساس وزن تر آن‌ها نمونه‌های مربوط به هر ایستگاه به مدت چند دقیقه در فضای آزمایشگاه بر روی کاغذ خشک کن قرار داده شد (احمدی و همکاران، ۱۳۷۹) و سپس اوزان مربوط به

مقدار به دست آمده بیشتر باشد نشانه پاک تر بودن آب خواهد بود. از ویژگی های این شاخص آن است که بر خلاف شاخص BMWP که با افزایش تنوع و اندازه نمونه افزایش یافته و با تغییر فصل تغییر می کند. شاخص ASPT به میزان زیادی مستقل از این عوامل بوده و می تواند کیفیت آب را بهتر اندازه گیری کند (Washington, 1984). این شاخص در کشور انگلستان از بهترین معرف ها در برخورد با کیفیت های مختلف آب است.

جدول ۳: طبقه بندی کیفیت آب بر اساس مقادیر شاخص ASPT (Mandville, 2002)

مقادیر ASPT	کیفیت آب
>۶	عدم وجود آلودگی آب
۵-۶	احتمال وجود آلودگی آلی جزئی
۴-۵	آلودگی آلی متوسط
<۴	آلودگی آلی شدید

در این تحقیق، تجزیه و تحلیل داده ها با استفاده از نرم افزار آماری SPSS ۱۶ و ترسیم نمودارها با EXCEL انجام پذیرفت. بطوریکه برای تجزیه و تحلیل داده های فیزیکی و شیمیایی و شاخص های زیستی در بین ایستگاه ها از آنالیز واریانس یکطرفه (One Way ANOVA) و مقایسه میانگین ها از آزمون دانکن (Duncan) در سطح احتمال ۵ درصد استفاده شد (Camargo et al., 2010).

نتایج

در مدت ۱۲ ماه بررسی و نمونه برداری از فون کفزیان منطقه مورد مطالعه ۴۷ خانواده و ۱۵ راسته و ۶ رده از بزرگ بی مهرگان کفزی شناسایی شدند که بخش عمده آن ها را لارو حشرات آبی تشکیل دادند

شیرونومیده به ترتیب به عنوان نماد موجودات حساس و مقاوم نسبت به تنش های محیطی مطرح هستند. در مجموع مقدار این نسبت با افزایش کیفیت زیستگاه افزایش می یابد (Fries and Bowles, 2002). متداول ترین شاخص زیستی مورد استفاده شده در کشور انگلستان BMWP می باشد. این روش بر اساس نمونه برداری و ایجاد اختشاش در بستر و جمع آوری بی مهرگان کفزی با ابزار نمونه برداری بنا شده است. کلیه موجودات تا سطح خانواده مورد شناسایی قرار گرفته و نیازی به تعیین فراوانی موجودات نمی باشد. به هر خانواده یک نمره تعلق می گیرد و بر اساس میزان مقاومت نسبت آلودگی نمره اختصاص یافته بیشتر می شود. در نهایت جمع نمره های انفرادی به دست آمده می توان کیفیت آب را طبقه بندی نمود. به هر خانواده یک امتیاز از ۱ تا ۱۰ اختصاص داده می شود. ارگانسیم های حساس همچون لارو Ephemeroptera دارای امتیاز ۱۰، Chironomidae امتیاز ۲ و Oligochaeta که دارای مقاومت بیشتری و دارای امتیاز ۱ هستند (Washington, 1984).

جدول ۲: طبقه بندی کیفیت آب بر اساس نمره های شاخص BMWP (Washington, 1984)

نمره	کیفیت آب
< ۲۵	کم
۲۶-۵۰	متوسط
۵۱-۱۰۰	خوب
۱۰۱-۱۵۰	خیلی خوب
> ۱۵۰	استثنایی

شاخص ASPT بر اساس تقسیم مقادیر شاخص BMWP بر تعداد موجودات به دست می آید. هر چه

فراوانی سالانه را به خود اختصاص می‌دهد. راسته Plecoptera که خانواده‌های این راسته جزء گروه‌های حساس می‌باشد، جزء یکی از کمترین فراوانی سالانه در بین سایر گروه‌های کفزیان می‌باشد. به نظر می‌رسد در حال حاضر رودخانه چشمه کیله نیاز بیولوژیک افراد این راسته را تأمین نمی‌نماید که این خود می‌تواند دلیل کاهش شرایط کیفی لازم آب برای افراد این راسته در طول سال‌های اخیر باشد. راسته‌های دیگر از درصد‌های پایینی در بین بی‌مهرگان کفزی برخوردار می‌باشند. میانگین سالانه درصد فراوانی بیمهرگان کفزی نشان می‌دهد که ایستگاه ۱ با ۴۴ درصد از بیش‌ترین، ایستگاه ۲ با ۲۳ درصد، ایستگاه ۳ با ۱۷ درصد و ایستگاه ۴ با ۱۶ درصد از کمترین فراوانی در طول سال برخوردار است. بررسی برخی خصوصیات محیطی رودخانه چشمه کیله نشان داد که این رودخانه در ابتدا دارای بستر قلوه سنگی بود و با کاهش ارتفاع رودخانه از سطح دریا و نزدیک شدن به مصب رودخانه بافت بستر رودخانه دانه ریز گشته و به بستر لوم ماسه‌ای تبدیل می‌گردید. بیش‌ترین میزان آبدهی در ایستگاه چهار بود که به طور متوسط بیش از ۱۳/۶۲ مترمکعب در ثانیه بود، دمای آب در ایستگاه پایین دست بالاتر بوده به نحوی که در ایستگاه شماره چهار با حداکثر دمای ۱۶/۶۸ درجه سانتی‌گراد بیش‌ترین میانگین دمای سالیانه ثبت گردید (جدول ۵). همزمان با نمونه برداری از فون بنتیک برخی از فاکتورهای فیزیکی شیمیایی نظیر دمای آب، BOD₅ و TSS در ایستگاه‌ها اندازه‌گیری گردید که فاکتورهای فوق در ایستگاه‌های مورد نظر تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۵ درصد ($P > 0.05$) نشان نداد اما فاکتور EC و دبی تفاوت معنی‌داری نشان داد ($P > 0.05$). نتایج فاکتورهای فیزیکوشیمیایی، دبی و شاخص‌های زیستی سالانه ایستگاه‌های مطالعاتی در جدول ۵ نشان داده شده است.

(جدول ۳). میانگین سالانه فراوانی راسته‌های بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه ۱ نشان می‌دهد که حداکثر فراوانی مربوط به راسته‌های Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera به ترتیب $2554/5 \pm 1554/7$, $2964 \pm 3454/0$ و $2075 \pm 1560/9$ عدد در متر مربع، ایستگاه ۲ راسته‌های Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera به ترتیب $1254/7 \pm 824/2$, $2515/9 \pm 2477/1$ و $520 \pm 749/7$ عدد در متر مربع، ایستگاه ۳ راسته‌های Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera به ترتیب $302/6 \pm 395/5$ و $1162/9 \pm 1149/6$, $1579/7 \pm 1409/0$ عدد در متر مربع و ایستگاه ۴ راسته‌های Ephemeroptera, Tubificida, Diptera به ترتیب $224/7 \pm 313/9$ و $785/8 \pm 733/2$, $2045/7 \pm 1448/1$ عدد در متر مربع بالاترین فراوانی در بین راسته‌ها داشت (شکل ۲). میانگین سالانه فراوانی راسته‌های بی‌مهرگان کفزی در ۴ ایستگاه نشان می‌دهد که حداکثر فراوانی در ۴ ایستگاه مربوط به راسته Diptera می‌باشد (شکل ۲) که یکی از متنوع‌ترین و بزرگ‌ترین راسته حشرات آبرزی می‌باشد که بیش از ۴۴٪ از فراوانی سالانه را به خود اختصاص می‌دهد. ۱۱ خانواده از این راسته شناسایی شدند که خانواده Chironimidae و Simuliidae بیش‌ترین سهم را داشته و بیش از ۹۶٪ کل اعضای این راسته را در تمام ایستگاه‌ها تشکیل دادند. پس از راسته Diptera، راسته Ephemeroptera از نظر فراوانی گروه غالب بوده است که ۲۸٪ از فراوانی سالانه را تشکیل می‌دهد. در این راسته ۶ خانواده شناسایی شد که در بین آن‌ها خانواده Baetidae بیش‌ترین جمعیت را داشتند. بعد از این راسته‌ها، راسته Trichoptera بیش‌ترین جمعیت را داشتند که ۱۵٪ از فراوانی سالانه را تشکیل می‌دهد. بعد از این راسته‌ها، راسته Tubificida قرار گرفته و ۹٪ از

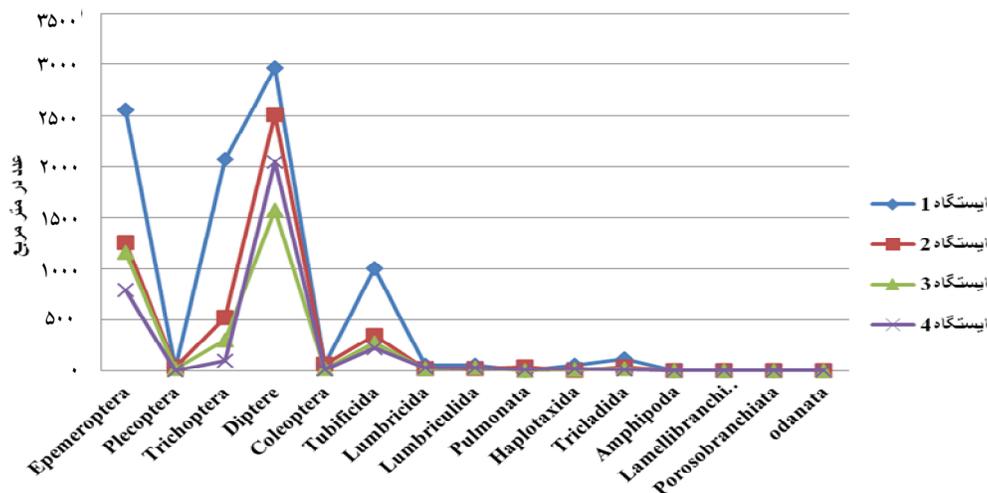
جدول ۴: خانواده‌های بی مهرگان کفزی شناسایی شده در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه چشمه کیله

گروه‌های تغذیه‌ای	خانواده	راسته	گروه‌های تغذیه‌ای	خانواده	راسته
c- g/prd/shr/ c-f/scr	Chironomidae		c-f	Hydropsychidae	
c- g/prd/shr	Tipulidae		scr/shr/c -g	Hydroptilidae	
Prd	Athericidae	Diptera	Prd	Rhyacophilidae	Trichoptera
c-f	Simuliidae		c-f/prd	Polycentropodidae	
Scr	Belphariceridae			Sericostomatidae	
Prd	Ceratopogoniidae		shr/scr/c -g	Limnephilidae	
Prd	Dolichopodidae		shr/c-f	Brachycenteridae	
c-g/prd	Tabaniidae		Scr	Glossosomatidae	
c-g	Psychodidae		Shr	Lepidostomatidae	
c-f	Stratiomyidae				
Prd	Empididae		c-g	Gammaridae	Amphipoda
Prd	Perlidae		Scr	Valvatidae	
prd/c-g	Choloroperlidae	Plecoptera			Porosobranchiata
Prd	Perlodidae		Scr	Hydrobiidae	
Prd	Nemouridae		c-g	Limnaeidae	
Shr	Leucteridae		Scr	Planorbidae	Pulmonata
Scr	Heptageniidae		c-g	Physidae	
c-g/scr	Baetidae	Ephemeroptera	c-f	Sphaeridae	Lamellibranchiata
c-g/scr	Ephemerllidae			Gomphidae	Odanata
c-g	Caenidae				
	Leptophlebiae				
	Oligoneuridae				
	Lumbriculidae	Lumbriculida			
	Lumbricidae	Lumbricidae			
	Haplotoxidae	Haplotoxida			
	Naidida	Tubificida			
	Tubificidae				
	Hydraenidae	Coleoptera			
scr/c-g	Elmidae				
	Planariidae	Tricladida			

Feeding habits:
c-f: collector-filterer scr:scraper
prd: predator
c-g: collector-gatherer
omn: omnivore
par: parasite
pir: piercer
shr:shredder

ایستگاه‌ها در سطح احتمال ۵ درصد ($P > 0.05$) می‌باشد. بر اساس آزمون دانکن شاخص BMWP، ایستگاه ۱ با ایستگاه‌های ۳ و ۴ و درصد EPT ایستگاه ۱ با ایستگاه ۴ اختلاف معنی‌دار داشت.

همچنین آنالیز واریانس یکطرفه ANOVA با سطح احتمال ۵ درصد بر اساس شاخص EPT/CH و ASPT در ایستگاه‌های مطالعاتی اختلاف معنی‌داری را در بین چهار ایستگاه نشان نمی‌دهد اما شاخص BMWP و درصد EPT، بیان‌کننده وجود اختلاف معنی‌دار بین



شکل ۲: میانگین سالانه فراوانی راسته‌های بی‌مهرگان کفزی در ۴ ایستگاه مختلف چشمه کپله

جدول ۵: میانگین پارامترهای فیزیکی شیمیایی و زیستی مورد آزمایش در چهار ایستگاه

پارامتر	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ۴
ASPT	۵/۴۳±۱/۶۰	۵/۱۸±۷/۲۰	۴/۹۸±۵/۸۳	۴/۶۸±۶/۲۸
طبقه کیفی	وجود آلودگی آلی جزئی	وجود آلودگی آلی جزئی	آلودگی آلی متوسط	آلودگی آلی متوسط
%EPT	۵۲/۶۸±۱۶/۷۷ ^b	۴۳/۶۶±۲۱/۰۷ ^{ab}	۴۰/۶۱±۲۲/۶۹ ^{ab}	۲۸/۵۴±۱۸/۳۷ ^a
EPT/C	۳/۳۲±۱/۸۴	۱/۵۳±۲/۰۱	۲/۲۱±۲/۵۳	۰/۷۹±۱/۷۱
BMWP	۸۸/۳۶±۶۲/۹۲ ^b	۶۹/۵۳±۳۵/۵۱ ^{ab}	۶۱/۹۲±۴/۶۷ ^a	۵۴/۱۷±۷۱/۳۰ ^a
طبقه کیفی	خوب	خوب	خوب	خوب
BOD ₅ mg/L	۱/۷۲±۰/۹۰	۱/۷۴±۱/۱۵	۱/۶۰±۰/۹۴	۱/۹۴±۰/۹۹
ECμS/cm	۴۰۸/۳۰±۵۵/۳۴ ^b	۳۲۶/۵۳±۱۰۱/۸۹ ^a	۳۷۸/۷۵±۶۲/۱۰ ^{ab}	۳۹۴/۵۵±۶۷/۳۵ ^b
T.S.S mg/l	۵۱/۰۶±۲/۳۶	۴۷/۱۷±۳/۷۰	۷۴/۲۱±۴/۳۰	۹۱/۱۸±۳/۴۵
دمای آب °C	۱۲/۶۸±۴/۵۱	۱۵/۲۶±۵/۹۶	۱۴/۱۸±۴/۶۴	۱۶/۶۸±۶/۰۹
دمای هوا °C	۱۷/۰۷±۷/۷۶	۱۸/۹۷±۸/۱۱	۱۹/۵۹±۸/۳۳	۱۸/۵۲±۷/۶۱
دبی آب m ³ /s	۱۲/۱۸±۱ ^b	۲/۶۸±۱/۷۲ ^a	۱۲/۸±۳/۰۴ ^b	۱۳/۶۲±۶/۶۸ ^b
بیومس gr/m ²	۹/۰۷±۶۳/۸۴ ^b	۱/۲۲±۰/۷۲ ^a	۱/۶۱±۰/۸۷ ^a	۱/۱۱±۱/۲۵ ^a

میانگین امتیاز ۵/۴۳ تعلق دارد که احتمال وجود آلودگی آلی جزئی و پایین ترین امتیاز به ایستگاه ۴ با میانگین امتیاز ۴/۶۸ با آلودگی آلی در سطح متوسط، اختصاص داده شده است (جدول ۵). زیتوده در بین

بررسی‌ها نشان داد که حداقل میانگین شاخص EPT/CHIR و درصد EPT متعلق به ایستگاه ۴ و حداکثر آن متعلق به ایستگاه ۱ می‌باشد. بر اساس شاخص ASPT بالاترین میانگین مربوط به ایستگاه ۱ با

چهار ایستگاه، تفاوت معنی داری را در سطح احتمال ۵ درصد ($P > 0.05$) نشان داده است. نتایج نشان داد که فصل زمستان از بیشترین زیتوده در بین ایستگاهها برخوردار بوده است. ایستگاه ۱ با بیشترین میانگین وزن $9/07$ و ایستگاه ۴ با کمترین میانگین وزن $1/11$ گرم بر متر مربع برخوردار است (جدول ۵). بالاترین میانگین زیتوده کفزیان در ایستگاه ۱ مربوط به خانواده‌های *Naididae*، *Lumbriculida* و *Lumbricidae* از رده *Oligochaeta*، راسته *Diptera*، *Chironomidae*، *Simmulidae* و راسته *Trichoptera* که اکثراً از خانواده *Hydropsychidae* می‌باشد. در میان راسته‌های مهم بی مهرگان کفزی رودخانه چشمه کیله از قبیل *Trichoptera*، *Ephemeroptera* و *Plecoptera* و سایر راسته‌ها که به صورت تصادفی در ایستگاه‌های مطالعاتی و در طی فصول موجود بوده‌اند و تحت عنوان *Others* قلمداد شدند و خانواده *Chironomidae* به صورت مجزا تحت آزمون قرار گرفته‌اند. راسته‌های شاخص بی مهرگان کفزی *Trichoptera*، *Plecoptera* و *Ephemeroptera* و دیگر راسته‌ها تحت عنوان *Other* در طول سال اختلاف معنی دار بین ایستگاهها ($P > 0.05$) داشت اما خانواده *Chironomidae* در چهار ایستگاه در طول سال اختلاف معنی دار نشان نداد.

بحث

نتایج نشان داد که حشرات آبی، موجودات غالب فون کفزی رودخانه چشمه کیله را تشکیل دادند که چنین نتیجه‌ای را قانع ساسان سرایی (۱۳۸۳) با شناسایی ساختار جمعیت ماکروبتوزهای رودخانه چافرود و ملک شمالی و عبدملکی (۱۳۷۵) در رودخانه

گرگانرود و جمالزاد و افراز (۱۳۸۶) در رودخانه سفارود نیز به دست آوردند. جرجانی و همکاران (۱۳۸۵) با تحقیقی که بر فون کفزیان نهر مادرسو در پارک ملی گلستان انجام دادند نیز به این نتیجه رسیدند که سیل‌های عظیم و سهمگین اواخر پاییز و زمستان سبب کنده شدن و از بین رفتن این بسترها شده و به همراه آن‌ها کفزیان به نقاطی بسیار دورتر از محل اصلی خود برده می‌شوند و مشاهده نمودند که تراکم ماکروبتوزها تحت تاثیر شرایط محیطی و دبی آب در زمان‌های مختلف متغیر است که این موضوع در رودخانه چشمه کیله نیز به اثبات رسید. شرایط محیطی به خصوص دبی آب اثر بسیار زیادی بر روی تنوع و تراکم کفزیان موجود در رودخانه چشمه کیله دارد که این اثر در فصول سیلابی مخصوصاً فصل بهار و در اردیبهشت ماه بسیار زیاد است. تغییرات دمای آب در ایستگاه‌های مطالعاتی تا حدودی از دمای هوا و ارتفاع ایستگاه پیروی می‌کند. قابلیت هدایت الکتریکی در درجه اول به خصوصیات زمین شناسی منطقه ای بستگی دارد که در آن آب جاری است. EC در رودخانه‌های ایالات متحده بین ۵۰-۱۵۰ میکروموس بر سانتی متر گزارش گردید. مطالعات انجام شده در آب های داخلی آمریکا نشان داد که آب‌هایی با قابلیت هدایت الکتریکی ۱۵۰-۵۰۰ میکروموس بر سانتی متر دارای ارزش مختلط شیلاتی است و خارج از این محدوده بیانگر مناسب نبودن آن‌ها برای گروه‌های خاصی از ماهیان و بی مهرگان می‌باشد (Kelly et al., 1998). ایستگاه شماره ۲ که در شاخه رودخانه ولمرود قرار دارد به دلیل وجود مناطق مسکونی روستایی، مزارع برنجکاری، باغات مرکبات و چای، مزارع پرورش ماهی و عملیات راه سازی و بهره‌برداری از

جنگل و مهتر از همه به دلیل رژیم متفاوت آبی این رودخانه، میانگین‌های سالانه فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی شامل EC و دبی آن متمایز از سایر ایستگاه‌های می‌باشد. با توجه به نتایج حاصل از میانگین‌های سالانه فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی در بین ایستگاه‌ها فاکتورهای BOD_5 ، T.S.S و دمای آب در ایستگاه‌ها تفاوت معنی‌داری را نشان نداد. یکی از عوامل تعیین کننده کیفیت آب در رودخانه‌ها BOD است که مقدار اکسیژنی است که توسط میکروارگانیسم‌ها در اکسیداسیون هوازی مواد آلی نیاز می‌باشد. لذا هر چقدر مواد آلی رودخانه‌ها بیشتر باشد، اکسیژن بیشتری برای تجزیه هوازی آن‌ها نیاز بوده که خود کاهش اکسیژن محلول در دسترس برای سایر موجودات را به همراه دارد (نادری جلودار و همکاران، ۱۳۸۵). نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که در فصل زمستان میزان BOD به بالاترین میزان خود و در فصل پاییز به حداقل میزان می‌رسد چون فصل زمستان از بیش‌ترین زیستوده در بین ایستگاه‌ها برخوردار بوده است و مقدار اکسیژن بیشتری توسط میکروارگانیسم‌ها مورد نیاز است، بیش‌ترین تاثیر بر روی BOD دارد.

آن دسته از کفزیان که دارای رفتار تغذیه‌ای جمع کننده و فیل تر فیدر (Collector & Filter Feeder) می‌باشند نظیر *Baetidae*، *Tubificidae*، *Simulidae* و *Chironomidae* ... در پایین دست مزارع پرورش ماهی افزایش می‌یابند (Tello *et al.*, 2009; Loch *et al.*, 1994). این نتیجه در ایستگاه ۱ چون که حاصل تلاقی رودخانه‌های دوهزار و سه هزار می‌باشد، به دلیل وجود مزارع پرورش ماهی در بالا دست این ایستگاه، پس مانده‌های غذایی و مواد حاصل از فعالیت متابولیک ماهی که به صورت مواد آلی معلق در آب وجود دارد

باعث افزایش این خانواده‌ها شده و به تدریج در پایین دست کاهش می‌یابد. Zivic و همکاران (۲۰۰۹) در مطالعه خود بر روی مزرعه پرورش ماهی ریوتک افزایش خانواده *Baetidae* در ایستگاه‌های پایین دست مزرعه پرورش ماهی گزارش نمود که با نتایج این تحقیق در ایستگاه ۱ مشابهت دارد. خانواده *Baetidae*، *Hydropsychidae*، *Simulidae* و *Nanidae* در ایستگاه ۱ از فراوانی بیشتری برخوردار است دلیل آن را می‌توان به بار آلی بیش از حد مطلوب برای این خانواده‌ها دانست که موسوی در سال (۱۳۸۹) نیز به این نتیجه دست یافت. در ایستگاه ۱ عامل اصلی آشفتگی به علت ورود مواد مغذی محلول و ذرات جامد معلق از پساب‌های خانگی، کشاورزی و مهم‌تر از همه پساب مزارع پرورش ماهی می‌باشد که یکی از عوامل استرس زا در اکوسیستم‌های آبی محسوب می‌شود که موجب تغییر در فون کفزیان می‌گردد. با پیشروی بطرف پائین دست رودخانه و با تغییر پوشش گیاهی از تعداد تاکسون‌های مختلف کاسته شد. بستر در ایستگاه‌های بالا دست بیشتر قلوه سنگ و تخته سنگ است و هرچه به پایین دست نزدیک می‌شویم بستر بیشتر شنی ماسه‌ای با رسوبات نرم می‌شود. بستر به عنوان یک زیستگاه می‌تواند بر تعداد جانداران اثر گذارد. در بخش‌های پایین دست رودخانه، کم تاران بیشتر مشاهده شدند، چون کم تاران بیشتر با رسوبات نرم در ارتباط هستند (Mackie, 1988).

میانگین سالانه درصد فراوانی بی‌مهرگان کفزی رودخانه چشمه کیله نشان می‌دهد که بیش‌ترین فراوانی در همه ایستگاه‌ها، راسته *Diptera* بود. غالب بودن راسته *Diptera* مشخصاً خانواده‌های *Chironomidae* و *Simuliidae* که این دو خانواده از گروه‌های مقاوم به

آلودگی می‌باشند، به نظر می‌رسد به نوع تغذیه این گروه که فیلترکننده مواد آلی ریز معلق در آب می‌باشند، مرتبط باشد. افزایش نسبی گروه‌های مقاوم نشانگر اثر فشارهای محیطی بر اکوسیستم رودخانه و در نتیجه تغییر در ترکیب جمعیت کفزیان در جهت مصرف و جبران آشفتگی می‌باشد. بنابراین برخی از ویژگی‌های فیزیکی آب مانند دبی، سرعت و غیره نیز در این مناطق تحت تاثیر قرار گرفته و ویژگی‌های کیفی زیستگاه و جوامع بیولوژیکی را با تغییراتی مواجه ساخته و در نهایت در تنوع فون و فلور رودخانه نقش عمده‌ای دارد. تغییراتی که در ترکیب جمعیت کفزیان رخ می‌دهد غالباً در پاسخ به عوامل محیطی و شرایط استرس‌زای محیطی بوده و در جهت حفظ تعادل اکولوژیکی می‌باشد (Fore et al., 1996). قانع ساسان سرایی (۱۳۸۳) با شناسایی ساختار جمعیت ماکروبنتوز-های رودخانه چافرود نشان داد که در مناطق آلوده گروه‌های حساس به آلودگی (EPT) کاهش و برعکس گروه‌های مقاوم شامل (Diptera) Simuliidae و Chironomidae افزایش یافت که این موضوع در طول ایستگاه‌های رودخانه چشمه کیله به وضوح می‌توان دید به طوری که تغییرات راسته Diptera با ۳۳٪ در ایستگاه ۱ به ۶۲٪ در ایستگاه ۴ می‌رسد. Zivic و همکاران (۲۰۰۹) در تحقیق خود بر روی رودخانه ترسنجیکا دریافت که افزایش میزان بار مواد آلی ناشی از پساب پرورش ماهی ریوتک با افزایش میزان زیتوده در کفزیان همراه است که در این تحقیق در ایستگاه ۱ نیز با توجه به مزارع پرورش ماهی در بالادست این رودخانه نیز به اثبات رسید. علاوه بر آن چون این ایستگاه در منطقه جنگلی واقع شده و بنابراین مواد آلی و بقایای گیاهان نیز در آب زیاد است و شاید دلیلی بر

افزایش زیتوده بی مهرگان باشد. به نظر می‌رسد که تغییرات کفزیان در ایستگاه‌های مختلف تحت تاثیر عوامل فصل و چرخه زندگی آنها باشد، زیرا در مدت مطالعه گروه‌های مقاوم در همه ایستگاه‌ها مشاهده شدند و از افزایش یا کاهش آنها در ماه‌های مختلف در پی خروج بالغین از آب روی می‌دهد. کمالی و همکاران (۱۳۸۸) در رودخانه لاسم و قانع و همکاران (۱۳۸۵) در رودخانه چافرود نیز به نتایج مشابهی دست یافتند. معمولاً در آب‌های جاری و نهرهایی که شرایط زیستی خوب و محیط غیر آشفته دارند، شاهد توازن تناسبی در فراوانی این چهار گروه مهم (Ephemerella, Chironomidae, Plecoptera و Trichoptera) از حشرات آبزی می‌باشیم. افزایش غیرمتعارف تعداد شیرونومید نسبت به موجودات حساس که کاهش مقدار EPT به شیرونومیده را در پی دارد، نشانگر استرس محیط می‌باشد (Barbour et al., 1999). بر طبق اطلاعات حاصل از این بررسی مقدار شاخص EPT/CHIR در ایستگاه ۴ کمتر است که نشانگر تاثیر عوامل استرس‌زای محیطی بر آنهاست. نتایج نشان می‌دهد که هرچه به پایین دست نزدیک می‌شویم از درصد EPT/C و EPT/ASPT کاسته می‌شود. به طوری که برای درصد EPT پایین‌ترین امتیاز متعلق به ایستگاه ۴ با ۲۸/۵۵ درصد و حداقل میانگین EPT/CHIR متعلق به ایستگاه ۴ با ۰/۷۹ و پایین‌ترین امتیاز برای شاخص ASPT مربوط به ایستگاه ۴ با میانگین امتیاز ۴/۶۸ می‌باشد. در ایستگاه ۲ بدلیل رژیم متفاوت آبی این رودخانه جوامع بنتیک متمایز از دو سرشاخه دیگر را ایجاد کرده است. مقایسه درصد EPT و سایر گروه‌های کفزیان در ایستگاه‌های مختلف می‌تواند به نوعی گویای شدت اثرپذیری و نیز آشفتگی‌های ایجاد شده در اثر عوامل مختلف در آنها

می‌دهد که بالاترین درصد EPT در ایستگاه‌های مختلف، مربوط به فصل تابستان می‌باشد. امتیازات شاخص BMWP در طول ایستگاه‌های رودخانه چشمه کيله نشان می‌دهد که کیفیت آب خوب می‌باشد Moroz و Semenchenko (۲۰۰۵) در مطالعه خود بر روی رودخانه برزیتنا در بلاروس شاخص BMWP را به عنوان شاخصی حساس نسبت به سایر شاخص‌ها معرفی نمود در حالی که این شاخص در ارزیابی کیفیت آب رودخانه چشمه کيله تنکابن از حساسیت لازم و مناسبی برخوردار نیست. موسوی و همکاران (۱۳۸۹) با ارزیابی رودخانه دوهزار به این نتیجه رسید که امتیاز شاخص ASPT در ایستگاه‌ها از بالادست تا ایستگاه‌های پایین دست بدلیل استرس‌های ناشی از آلودگی رو به تنزل می‌گراید که با نتایج این تحقیق مشابه است. نتیجه این که رودخانه چشمه کيله بر طبق مطالعات معمول (Sioli, 1975, Lang et al, 1989.) از ایستگاه‌های بالادست به سمت ایستگاه‌های پایین دست آلوده‌تر نشان داد که تغییرات و استرس‌های موجود در مسیر رودخانه به خصوص پساب مناطق مسکونی در ترکیب جمعیت کفزیان ایجاد تغییر نموده و درصد فراوانی گروه‌های مقاوم و فیلترگر افزایش یافته و از مقدار گروه‌های حساس به طور نسبی کاسته شده است.

سپاسگزاری

در اینجا لازم می‌دانم که صمیمانه از زحمات پرسنل مرکز تحقیقات ماهیان سردابی کشور- تنکابن و رئیس مرکز تحقیقات جناب آقای دکتر صیاد بورانی، همچنین از گروه اکولوژی، به ویژه جناب آقای

باشد به طوری که ایستگاه ۴ پایین دست پل چشمه کيله در مرکز شهر، درصد EPT به طور چشمگیری کاهش یافته است و به مقدار راسته Diptera افزوده شده است. یکی از عوامل مهم استرس‌زا در مسیر مورد مطالعه ایستگاه ۴ به دلیل تغییرات کیفیت آب رودخانه پس از عبور از منطقه شهری و ورود فاضلاب و پساب خانگی و شهری و همچنین احداث چهار پل (پل مرکز شهر، پل جانبازان قدیم و جدید و کمربندی برون شهری) در مسیر رودخانه، کارخانه‌های شن و ماسه، برداشت مجاز و غیر مجاز شن و ماسه از بستر رودخانه، کارگاه‌های ماشین شویی، بازار ماهی فروشان تنکابن و تخلیه زباله‌های شهری در اطراف رودخانه از جمله عوامل تاثیرگذار بر فون بنتیک و کیفیت آب می‌باشد که تاثیر بسزایی بر روی کاهش شاخص EPT/CHIR، EPT و ASPT دارد که نشانگر افت کیفیت آب می‌باشد. کمالی و همکاران (۱۳۸۸) با بررسی رودخانه لاسم به این نتیجه رسیدند که ایستگاه‌هایی که تحت تاثیر استرس‌های محیطی ناشی از آلودگی قرار دارند تاثیر بسزایی روی شاخص‌های EPT/C و EPT دارد که نتایج این تحقیق هم این موضوع را نشان می‌دهد. در سال ۱۹۹۶ جهت بررسی اثرات پساب مزارع پرورش ماهی بر غنای بی‌مهرگان کفزی نهرها و رودخانه‌های کارولینای شمالی در ایالات متحده منحصراً از نمایه EPT استفاده شده است. بدین منظور مقدار نمایه EPT در بین ایستگاه نمونه برداری مقایسه گردید و مشخص شد که با کاهش مقدار EPT کیفیت آب دریافت کننده پساب کاهش می‌یابد (Loch et al., 1996). در ایستگاه ۳ به دلیل وجود منطقه مسکونی روستایی، باغات مرکبات و زمین‌های برنجکاری تاثیرات مستقیم بر اکوسیستم رودخانه در این فاصله دارند. نتایج نشان

مهندس طاولی، مهندس صمدی و مهندس موسوی به خاطر یاریشان در این تحقیق تشکر نمایم.

منابع

۱. احمدی، م.ر.، ۱۳۶۸. تحلیلی از طبقه بندی آب های آلوده و اهمیت کاربرد آن، مجله منابع طبیعی شماره ۴۳، نشریه دانشکده منابع طبیعی تهران، صفحات ۱۳-۱.
۲. احمدی، م.، کرمی، م.، کاظمی، ر.، ۱۳۷۹. تعیین زیتوده و برآورد تولید در رودخانه های آغشت و کردان، مجله منابع طبیعی ایران، جلد ۵۳، شماره ۱، صفحات ۲۰-۳.
۳. باقری، س.، عبدالملکی، ش.، ۱۳۸۱. بررسی پراکنش و تعیین توده زنده بی مهرگان کفزی دریاچه ارس. مجله علمی شیلات ایران، صفحات ۹-۱.
۴. جرجانی، س.، قلیچی، الف.، اکرمی، ر.، ۱۳۸۷. ارزیابی شاخص زیستی آلودگی و فون کفزیان نهر مادرسو پارک ملی گلستان. مجله شیلات، سال دوم شماره اول، صفحات ۵۲-۴۱.
۵. جمالزاد، ف.، افراز، ع.، ۱۳۸۶. گزارش بررسی زیستی و غیر زیستی رودخانه سفارود. مرکز تحقیقات شیلات گیلان، بندر انزلی، ۶۵ صفحه.
۶. حافظیه، م.، ۱۳۸۰. حشرات کفزی به عنوان شاخص آلودگی آب. مجله علمی شیلات ایران. سال دهم، شماره اول، بهار ۱۳۸۰، صفحات ۳۶-۱۹.
۷. قانع ساسان سرایی، ا.، ۱۳۸۳. شناسایی ساختار جمعیت ماکروبتوزهای رودخانه چافرود در استان گیلان با توجه به برخی عوامل کیفی آب (در محدوده روستای اورمان ملال). پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه تربیت مدرس، ۹۸ صفحه.
۸. قانع ساسان سرایی، ا.، احمدی، م.، اسماعیلی، ع.، میرزاجانی، ع.، ۱۳۸۵. ارزیابی زیستی رودخانه چافرود (استان گیلان) با استفاده از ساختار جمعیت
- ماکروبتوز، مجله علوم فنون کشاورزی و منابع طبیعی، سال دهم، شماره اول، صفحات ۲۵۷-۲۴۷.
۹. کمالی، م.، اسماعیلی ساری، ع.، ۱۳۸۸. ارزیابی زیستی رودخانه لاسم (شهرستان آمل - استان مازندران) با استفاده از ساختار جمعیت بزرگ بی مهرگان کفزی، مجله علوم زیستی لاهیجان. صفحات ۵۱-۶۱.
۱۰. ملک شمالی، م.، عبدالملکی، ش.، ۱۳۷۵. بررسی های زیستی و غیرزیستی رودخانه کرگانرود، مرکز تحقیقات شیلات گیلان، بندر انزلی، ۶۵ صفحه.
۱۱. موسوی، م.س.، ۱۳۸۹. به بررسی اثرات پساب مزارع پرورش ماهی قزل آلا بر روی کیفیت آب رودخانه دوهزار تنکابن بر اساس مطالعات فون کفزیان رودخانه، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه علوم تحقیقات - تهران، ۱۵۲ صفحه.
۱۲. نادری جلودار، م.، اسماعیلی ساری، ع.، احمدی، م.، سیف آبادی، ج.، عبدلی، ا.، ۱۳۸۵. بررسی آلودگی ناشی از کارگاه های پرورش ماهی قزل آلا ی رنگین کمان بر روی پارامترهای کیفی آب رودخانه هراز. علوم محیطی. سال چهارم. شماره دوم. زمستان ۱۳۸۵، ۱۸ صفحه.
۱۳. - نظامی، ش.ع.، خارا، ح.، ۱۳۸۴. ارزیابی اثرات - خشکسالی بر تنوع، تراکم، فراوانی و پراکنش موجودات کفزی تالاب امیرکلايه لاهیجان. مجله علمی شیلات ایران. صفحات ۱۵۳-۱۴۱.
۱۴. نیکویان، ع.، ۱۳۷۶. بررسی تراکم، پراکنش، تنوع و تولید مثل بی مهرگان کفزی در خلیج چابهار. دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات تهران، ص ۹۵.
15. Barbour, M.T., Plafkin, J.L., Bardley, B.P., Graves, C.G, Wisseman, R.W., 1996. Evaluation of EPTs rapid bioassessment metrics: Mertic redundancy and variability among reference stream sites. Environ Toxicol, 2, pp. 437-449.
16. Barbour, M.T., Plafkin, J.L., Bardley, B.P., Graves, C.G, Wisseman, R.W., 1999. Rapid bioassessment protocols foruse in streams and wadeable river: pryphyton, benthic

28. Mackie, G.L., 1988. Applied aquatic ecosystem concepts. University of Guelph Custom Coursepack, Boston, 488 p.
29. Pennak, R., Robert, W. 1978. Fresh-Water Invertebrates of the United States. Second Edition. John Wiley & Sons. 803p.
30. Plafkin, J.L., Barbour, M.T., Porter, K.D., Gross, S.K., Hughes, R.M., 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. U.S.Environmental Protection Agency, EPA. 440 p.
31. Sandin, L. 2003. Benthic macroinvertebrates in Swedish Stream: Community Structure, Taxon Richness, and Environmental Relations. *Ecography*, 26(3), pp. 263-280.
32. Semenchenkov, V. P., Moroz, M.D. 2005, Comparative Analysis of Biotic Indices in the Monitoring System of Running Water in a Biospheric Reserve. *Water Resources*, Vol. 32, No. 2, 2005, pp. 200–203. Translated from *Vodnye Resursy*, Vol. 32, No. 2, pp. 223–226.
33. Sioli, H., 1975. Tropical Rivers as Expressions of Their Terrestrial Environment. *Tropical Ecological Systems, Ecological Studies*, Volume 11, pp 275-288.
34. Spellman, F.R., Drinan, J. E. 2001. Stream Ecology and Self Purification. : *An Introduction* 2nd edn. A technomic Publishing. Inc. U.S.A., 261 p.
35. Tello. A., Corner, R.A., Telfer. T.C. 2009. How do land-based salmonid farms affect stream ecology? A review. *Environmental Pollution*, 158, pp. 1147–1158.
36. Usinger, R.L., 1963, *Aquatic Insects of California*, University of California press, 1025p.
37. Washington, H.G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18, pp. 653–694.
38. Zivic, I., Markovic, Z., Filipovic-Rojka, Z., Zivic, M., 2009. Influence of a trout farm on water quality and macrozoobenthos communities of the receiving stream (Tresnjica River, Serbia). *International Review of Hydrobiology*, vol. 94, issue 6, pp. 673-687.
- invertebrates and fish, 2nd edition EPA, Wshington D.C., 408 p.
17. Camargo, J.A., Gonzalo, C., Alonzo, A. 2010. Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates: A case study. *Ecological Indicators*. 11: 911-917.
18. Fries L.T., Bowles, D.E., 2002. Water quality and macroinvertebrate community structure associated with a sportfish hatchery outfall. Sanmarcos. TEXAS. USA. 10 p.
19. Fore, L.S., Karr, J.R., Wisseman, R.W., 1996. Assessing Macroinvertebrate responses to human activity. *Journal of North American Benthological Society*, 15(2), pp. 212-231.
20. Hugh F. Clifford. 1991. *Aquatic Invertebrates of Alberta*. The University of Alberta press. ISBN: 0-88864-233-4. 538p.
21. Karr J.R., 1998. Rivers as sentile: Using the biology of rivers to guide landscape management. Final Report for USEPA, 28 p.
22. Kelly, T. R., J. Herida, Mothes, J., (1998). Sampling of the Mackinaw River in central Illinois for physicochemical and bacterial indicators of pollution. *Transaction of Illinois State Academy of Science*, 91, pp. 145-154.
23. Lang, C.; Eplattenier, G. Reymond, O., 1989. *Water Quality in River of Western Switzerland: Application of an adaptable Index based on Benthic Ivertebrates*. *Aquatic Sciences*, Volume 51, Issue 3, pp 224-234.
24. Lenat, D., 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.
25. Loch, D.D., West, J.L., and Perlmutter, D.G., 1994. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture*, 147, pp. 37–55.
26. Loch, D.D., West, J.L., Perlmutter, D.G., 1999. The effect of trout farm effluent on taxa richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture*, 147, pp. 37-55.
27. Maccafferty, P., Provonsha, A., 1981. *Aquatic Entomology.the fishers and Ecologists Illustrated Guide to Insect and Their Relativs*. Jones and Bartlett Publishers London. 448 p.