

شناسایی، فراوانی و پراکنش بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی و ارزیابی زیستی رودخانه قلعه‌رودخان (استان گیلان)

فرشته حاجی آقایی قاضی محله^۱، جاوید ایمانپور نمین^{۱*} و مسعود ستاری^۱

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۹/۱۹؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۷/۳۰)

چکیده

استفاده از جمعیت بی‌مهرگان کفزی از مناسب‌ترین ابزارها برای تعیین سلامت و یکپارچگی زیستی رودخانه‌ها و تأثیر فعالیت‌های انسانی بر کیفیت آنها است. با توجه به اهمیت رودخانه قلعه‌رودخان از نظر گردشگری و رشد جمعیت در حاشیه آن، از شاخص‌های زیستی برای ارزیابی وضعیت رودخانه استفاده شد. نمونه‌برداری با استفاده از سوربر سمپلر (چشمه ۳۰۰ میکرون و مساحت ۹۰۰ سانتی‌متر مربع) در ۵ ایستگاه با ۳ تکرار از اردیبهشت تا آذر ۱۳۹۶ انجام شد. نمونه‌ها در اتانول ۹۶ درصد فیکس و به آزمایشگاه انتقال داده شده و شناسایی شدند. فراوانی کل، شاخص EPT، غنای EPT، درصد EPT و نسبت EPT/Chiro محاسبه شد. تعداد ۵۱۳۴ نمونه از ۳۵ جنس، ۳۰ خانواده، ۱۰ راسته، ۴ رده و ۳ شاخه شناسایی شد. بالاترین غنای EPT در ایستگاه ۴ در اردیبهشت‌ماه (۶۰۷ عدد بر مترمربع) و پایین‌ترین آن در ایستگاه ۵ در مهرماه (۷ عدد بر مترمربع) مشاهده شد. حضور گونه‌های حساس به آلودگی از جمله *Rithrogena sp.*, *Epeorus sp.*, *Philorus sp.* و *Heptagenia sp.*, *Oligoneuriella sp.*, *Coenagrion sp.*, *Cordulegaster sp.*, *Gomphus sp.*, *Isopela sp.*, *Rhyacophila sp.* نشانگر کیفیت مطلوب آب رودخانه است.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی زیستی، ماکروبنتوز، سوربر سمپلر، شاخص EPT

۱. گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا.

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: javidiman@gmail.com

مقدمه

رودخانه‌ها را می‌توان به‌عنوان اصلی‌ترین منابع آب شیرین در جهان به‌شمار آورد. آب‌های جاری همیشه نقش مهمی در توسعه فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و خانگی ایفا کرده‌اند. با این‌حال، این منابع همیشه از عوامل مختلف اختلال و آشفته‌گی ایمن نیستند. کیفیت آب از طریق غلظت مواد، عناصر مختلف موجود در آن و تأثیر آنها بر عملکرد اکوسیستم‌های آبی و سلامت انسان بررسی می‌شود (۱). برای تعیین کیفیت آب از شاخص‌های متعددی استفاده می‌شود که اساس ارزیابی این روش‌ها سنجش پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب است، اما به‌دلیل محدود بودن اطلاعات به‌دست آمده (از نظر زمان و مکان)، امروزه موجودات آبی به‌عنوان شاخص کیفی آب کاربرد فراوان دارند (۲۵). این روش برای اولین بار در اروپا در سال‌های ابتدایی قرن بیستم، با عنوان پایش زیستی بر اساس استفاده از موجودات آبی (بی‌مهرگان بزرگ کفزی، ماهی‌ها و پریفتون‌ها) برای تعیین کیفیت آب به‌کار گرفته شد (۳۲). بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی با چشم غیرمسلح قابل رؤیت هستند، چرخه زندگی نسبتاً طولانی دارند و دامنه وسیعی از موجودات مقاوم، نیمه‌مقاوم و حساس در برابر آلودگی را در بر می‌گیرند. به همین دلیل در مطالعات ارزیابی زیستی، بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی نسبت به سایر گروه‌ها در اولویت هستند (۴). روش‌های مختلفی بر اساس استفاده از بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی برای ارزیابی رودخانه‌ها تعریف شده است. این روش‌ها معمولاً بر اساس تنوع گونه‌ای، تراکم، زی‌توده یا بیوماس، میزان تحمل به آشفته‌گی یا آلودگی و متغیرهای تغذیه‌ای و کارکردی هستند. توزیع، تراکم جمعیت و تنوع جوامع بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی تابع تغییرات فصلی است. اگرچه این تغییرات در برخی از سیستم‌ها می‌تواند بزرگ و در برخی دیگر نیز کوچک باشد. الگوهای فصلی آب و هوا، مانند بارش و درجه حرارت، تغییراتی را در همان سال در اکوسیستم‌های آبی ایجاد می‌کند (۳). تغییرات دما و بارش در فصل‌های خشک و مرطوب، چالش‌های جدی برای جوامع بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی به‌وجود

می‌آورد. این بی‌مهرگان از مصرف‌کنندگان اولیه در چرخه غذایی به‌حساب می‌آیند و از مواد آلی و دتریت‌های بستر اکوسیستم تغذیه کرده و در عین حال خود مورد تغذیه بسیاری از شکارچیان و طعمه‌خواران به‌ویژه ماهیان قرار می‌گیرند. این موجودات علاوه بر اینکه نقش مستقیم در زنجیره غذایی دارند، در چرخه مواد مغذی مهم مانند فسفر و نیتروژن نیز نقش قابل‌توجهی دارند. بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی موجب تسریع در آزادسازی مواد مغذی شده و آنها را به‌راحتی در اختیار تولیدکنندگان اولیه و پلانکتون‌ها قرار می‌دهند (۹).

استفاده از شاخص EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) برای تجزیه و تحلیل اطلاعات جهت ارزیابی دقیق اکوسیستم‌های آبی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است زیرا این گروه از کفزیان به آلودگی ناشی از پساب مزارع پرورشی و فاضلاب‌های صنعتی، شهری و کشاورزی حساسیت زیادی دارند (۳۸). نمایه EPT غنای گونه‌ای سه‌راسته از حشرات آبی حساس به آلودگی شامل راسته‌های Trichoptera, Plecoptera و Ephemeroptera را بررسی می‌کند. مجموع فراوانی افراد متعلق به این سه‌راسته نیز در بیان کیفیت آب کاربرد دارند. مقدار عددی این شاخص معمولاً با افزایش کیفیت آب افزایش می‌یابد (۱۷). نسبت EPT/Chiro از فراوانی مجموع افراد متعلق به راسته‌های EPT به فراوانی کل افراد متعلق به خانواده Chironomidae به‌دست می‌آید. در این شاخص، EPT و Chironomidae به‌ترتیب به‌عنوان نماد موجودات حساس و مقام نسبت به تنش‌های محیطی هستند. در صورتی‌که شرایط زیستی برای چهار گروه از این موجودات مؤثر مناسب باشد، پراکندگی افراد متعلق به آنها به‌طور یکنواخت خواهد بود، درحالی‌که افزایش نامتناسب افراد متعلق به خانواده Chironomidae حاکی از احتمال وجود تنش در زیستگاه یا محیط اطراف است. مقدار عددی این شاخص با افزایش کیفیت زیستگاه افزایش می‌یابد (۱۱ و ۲۸).

با توجه به اهمیت رودخانه قلعه‌رودخان از نظر گردشگری در استان گیلان، وجود استخر پرورش ماهی در مسیر رودخانه،

۳۰۰ میکرون انجام شد. در هر ایستگاه از ۳ نقطه رودخانه - کنارها و وسط - در مسیری به طول ۱۰۰ متر به مدت ۸ ماه از اردیبهشت تا آذرماه ۱۳۹۶ نمونه‌برداری انجام شد. به دلیل شرایط آب و هوایی نامناسب در فصل زمستان از جمله بارش شدید برف، سیلابی شدن رودخانه و تخریب پل‌ها نمونه‌برداری در این فصل انجام نشد. برای نمونه‌برداری ابتدا نمونه‌بردار سوربر در جهت خلاف جریان آب رودخانه مستقر شد. سپس در داخل کادر نمونه‌برداری سنگ‌ها به آرامی با دست شسته شدند تا موجودات و مواد چسبیده به آن کنده و به همراه جریان آب به داخل توری قیفی هدایت شوند. در نهایت کف بستر رودخانه در محدوده محصور شده توسط کادر نمونه‌بردار تا عمق ده سانتی‌متر با یک میله فلزی به آرامی به هم زده شد تا موجودات روانه قیف شوند. در کنار این روش به دلیل سنگلاخی بودن بستر رودخانه قلعه‌رودخان نمونه‌برداری به صورت سنگ‌شویی نیز انجام شد. سپس محتویات جمع‌آوری شده در داخل یک ظرف پلاستیکی ریخته‌شده و پس از فیکس کردن با اتانول ۹۶ درصد برای شناسایی به آزمایشگاه منتقل شد (۱۷ و ۲۷). مواد و موجودات کفزی جمع‌آوری شده از ظروف نمونه، به داخل الک شسته‌شده ذرات ریز مواد آلی و اتانول در زیر جریان ملایم آب قرار داده شد. سپس محتویات الک به داخل سینی منتقل شده و در زیر نور از مواد زمینه‌ای جداسازی شدند. پس از جداسازی، شناسایی تا پایین‌ترین رده ممکن (خانواده و جنس) انجام شد. برای شناسایی موجودات از لوپ‌های آزمایشگاهی و کلیدهای شناسایی معتبر (۱۴، ۲۷ و ۲۹) استفاده شد. بعد از شناسایی، این موجودات در داخل ظرف کوچک شیشه‌ای محتوی الک اتیلیک ۹۶ درصد نگهداری شدند.

روش‌های محاسباتی در استفاده از شاخص‌های زیستی و جمعیتی

شاخص EPT

این شاخص از تقسیم فراوانی کل گونه‌های مربوط به سه راسه Plecoptera, Trichoptera و Ephemeroptera

برداشت بی‌رویه شن و ماسه از بستر رودخانه و ورود پساب کشاورزی و روستایی (که باعث آشفته‌گی بستر زیستگاه و افزایش ورود آلاینده‌ها و برهم‌خوردن تعادل اکوسیستم این رودخانه شده)، مطالعه حاضر با هدف تعیین کیفیت رودخانه قلعه‌رودخان با استفاده از بزرگ‌بومی مهرگان کفزی به عنوان شاخص‌های زیستی انجام شد.

مواد و روش کار

موقعیت مکانی ایستگاه‌ها

محدوده مورد مطالعه، حوزه آبریز رودخانه قلعه‌رودخان با مساحت ۴۵۴/۲ کیلومتر مربع بوده و از نظر تقسیمات کشوری در استان گیلان و شهرستان‌های فومن و صومعه‌سرا قرار دارد. این محدوده از شمال و شمال‌غرب به حوزه آبریز ماسوله رودخان، از جنوب و شرق به حوزه آبریز پسیخان، از شرق به تالاب انزلی و از غرب به پایاب حوزه قزل‌اوزن ختم می‌شود (۲۲).

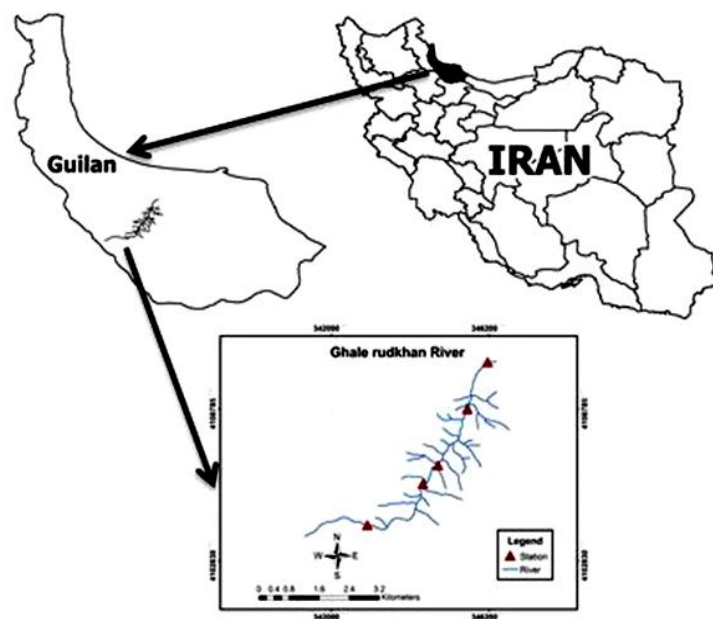
با توجه به دستورالعمل پروتکل ارزیابی سریع زیستی (RBPs = Rapid Bioassessment Protocols) به منظور تعیین ایستگاه‌های نمونه‌برداری، ضمن بهره‌گیری از مقالات علمی مرتبط و با استفاده از نقشه رودخانه قلعه‌رودخان و اطلاعاتی که در این زمینه وجود داشت ۵ ایستگاه از بالادست تا پایین‌دست رودخانه انتخاب شد (۷). ایستگاه ۱ در بالادست در محلی با حداقل فعالیت‌های انسانی و ورودی مواد آلی انتخاب شد، ایستگاه ۲ پایین‌تر از ایستگاه ۱ و از نظر مکانی در بالادست رودخانه قرار داشت و تحت تأثیر فاضلاب انسانی و مجتمع گردشگری بود، ایستگاه ۳ قبل از استخر پرورش ماهی، ایستگاه ۴ بلافاصله بعد از استخر در قسمت میانی رودخانه و ایستگاه ۵ در پایین‌دست در فاصله سه کیلومتری بعد از ایستگاه ۴ قرار داشت.

نمونه‌برداری از بزرگ‌بومی مهرگان کفزی

نمونه‌برداری از بزرگ‌بومی مهرگان کفزی با استفاده از تور نمونه‌برداری سوربر به مساحت ۹۰۰ سانتی‌متر مربع با چشمه تور

جدول ۱. مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های مورد مطالعه در رودخانه قلعه‌رودخان، استان گیلان

کد ایستگاه	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی
ایستگاه ۱	۳۷° ۰۴' ۴۳۰"	۰۴۹° ۱۴' ۹۶۵"
ایستگاه ۲	۳۷° ۰۴' ۴۳۴"	۰۴۹° ۱۴' ۹۶۴"
ایستگاه ۳	۳۷° ۰۵' ۱۹۴"	۰۴۹° ۱۵' ۵۵۵"
ایستگاه ۴	۳۷° ۰۵' ۲۰۳"	۰۴۹° ۱۵' ۵۵۳"
ایستگاه ۵	۳۷° ۰۶' ۳۶۰"	۰۴۹° ۱۶' ۳۳۳"



شکل ۱. موقعیت ایستگاه‌های مطالعاتی در رودخانه قلعه‌رودخان، استان گیلان (رنگی در نسخه الکترونیکی)

جدول ۲. دسته‌بندی کیفیت آب بر اساس شاخص EPT (۳۹)

دسته‌بندی	عالی	خوب	متوسط	ضعیف	فقیر
EPT	>۲۷	۲۱-۲۷	۱۴-۲۰	۷-۱۳	۰-۶

نمونه‌گیری مورد استفاده قرار گرفت. مجموع فراوانی افراد متعلق به این سه راسته نیز برآورد شد (۱۷ و ۳۱).

شاخص درصد EPT

برای محاسبه درصد EPT، فراوانی مجموع افراد متعلق به راسته‌های EPT به فراوانی کل افراد به‌دست آمد (۱۱، ۱۵، ۱۷ و ۱۸).

به تعداد کل گروه‌های مشاهده‌شده در هر جمعیت نمونه - برداری شده محاسبه می‌شود (۲۵):

$$EPT\ Index = \frac{Total\ EPT\ Taxa}{Total\ Taxa\ Found}$$

شاخص غنای EPT

برای محاسبه غنای EPT، تعداد جنس راسته‌های Plecoptera، Trichoptera و Ephemeroptera در هر واحد

شاخص EPT/Chiro

برای محاسبه شاخص EPT/Chiro فراوانی مجموع افراد متعلق به راسته‌های EPT به فراوانی کل افراد متعلق به خانواده Chironomidae به دست آمد (۱۱، ۱۵، ۱۷ و ۱۸).

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها

تجزیه و تحلیل آماری داده‌های به دست آمده با نرم‌افزار آماری SPSS نسخه ۲۲ و با استفاده از تجزیه واریانس یک‌طرفه (One-Way ANOVA) بعد از نرمال‌سازی داده‌ها با آزمون کولموگروف-اسمیرنوف انجام شد. برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون توکی (Tukey) در سطح ۵ درصد استفاده و محاسبه داده‌ها و ترسیم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار Excel انجام شد.

نتایج

طی ۸ ماه نمونه‌برداری از رودخانه قلعه‌رودخان، تعداد ۵۱۳۴ عدد نمونه بتوز از ۳ شاخه، ۴ رده، ۱۰ راسته، ۳۱ خانواده و ۳۵ جنس شناسایی شد. راسته‌های شناسایی شده بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شامل دو بالان (Diptera) با ۹ جنس از ۸ خانواده، یک‌روزه‌ها (Ephemeroptera) با ۱۱ جنس از ۷ خانواده، بال‌موی‌داران (Trichoptera) با ۵ جنس از ۵ خانواده، بهاره‌ها (Pelecoptera) با ۲ جنس از ۲ خانواده و سوسک‌ها (Coleoptera) با ۱ جنس از ۱ خانواده بودند. حداقل فراوانی بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه ۵ در ماه مهر و حداکثر آن مربوط به ایستگاه ۱ در ماه آبان بود.

نتایج حاصل از تجزیه واریانس یک‌طرفه فراوانی (تراکم) بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی نشان داد که ماه مهر با ماه آبان و آذر دارای اختلاف معنی‌داری بود ($P < 0/05$). همچنین نتایج این آزمون اختلاف معنی‌داری در فراوانی بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی در بین ایستگاه‌های مختلف نشان نداد.

در ایستگاه ۱ تعداد ۹۵۸ عدد نمونه جمع‌آوری شد. بیشترین فراوانی متعلق به جنس *Simulium* sp. بود که در آبان‌ماه از بالاترین میزان فراوانی برخوردار بود. کمترین فراوانی

متعلق به جنس‌های *Dicranota* sp.، *Philopotamus* sp.، *Ephemereilla* sp.، *Rhyacophila* sp. و *Tabanus* sp. بود. بیشترین فراوانی در ایستگاه ۱، در آبان‌ماه مشاهده شد. در ایستگاه ۲ تعداد ۸۸۸ نمونه جمع‌آوری شد. بیشترین فراوانی متعلق به جنس *Simulium* sp. بود که در همه ماه‌ها از بالاترین فراوانی برخوردار بود. کمترین فراوانی متعلق به جنس‌های *Rhyacophila* sp.، *Philopotamus* sp.، *Trichoptera* و خرچنگ *Potamon fluviatile* بود. در ایستگاه ۲ بیشترین فراوانی در آذرماه مشاهده شد. در ایستگاه ۳ تعداد ۸۳۹ نمونه از بی‌مهرگان بزرگ کفزی جمع‌آوری شد. جنس *Simulium* sp. در همه ماه‌ها از بیشترین فراوانی برخوردار بود. کمترین فراوانی متعلق به جنس‌های *Hexatoma* sp. و *Gammarus* sp. بود. بیشترین فراوانی بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه ۳ در آذرماه مشاهده شد. در ایستگاه ۴ با تعداد ۹۶۲ عدد نمونه، جنس *Simulium* sp. بیشترین فراوانی را نشان داد. کمترین فراوانی هم مربوط به جنس‌های *Lumbricus* sp.، *Gammarus* sp.، *Lepidostoma* sp.، *Oligoneuriella* sp.، *Dixia* sp. و *Atherix* sp. بود. بیشترین فراوانی بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه ۴، در ماه اردیبهشت ثبت شد. در ایستگاه ۵ تعداد ۱۴۸۷ عدد نمونه جمع‌آوری شد که بالاترین فراوانی در بین ۵ ایستگاه بود. جنس *Simulium* sp. در ایستگاه ۵ در آبان-ماه از بیشترین فراوانی برخوردار بود و کمترین فراوانی متعلق به جنس‌های *Philorus* sp.، *Epeorus* sp.، *Philopotamus* sp. و *Gammarus* sp. بود. بالاترین فراوانی در ایستگاه ۵ در ماه آبان مشاهده شد.

غناي EPT

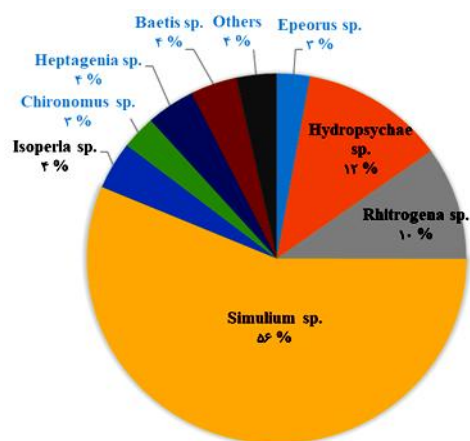
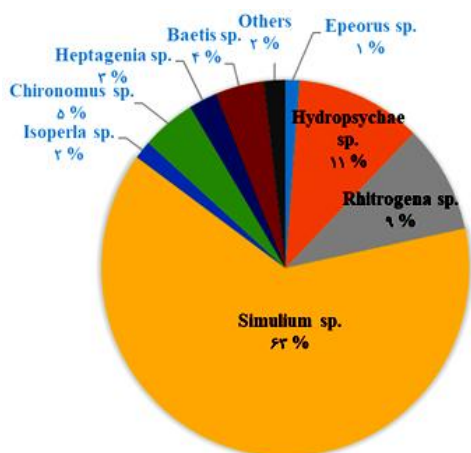
بیشترین غنای EPT مربوط به ایستگاه ۴ در ماه اردیبهشت و کمترین آن هم مربوط به ایستگاه ۵ در ماه مهر بود. ماه‌های خرداد و مهر به ترتیب بیشترین و کمترین فراوانی EPT را حداکثر مقدار شاخص نیز در ایستگاه ۵ و در خردادماه ثبت شد که نشان‌دهنده کیفیت عالی آب در این ماه بود.

جدول ۳. فراوانی بزرگی‌مهرگان کفزی شناسایی شده (در مترمربع) در رودخانه قلعه‌رودخان، استان گیلان

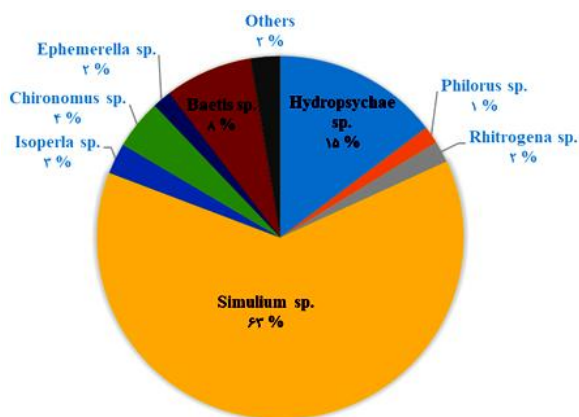
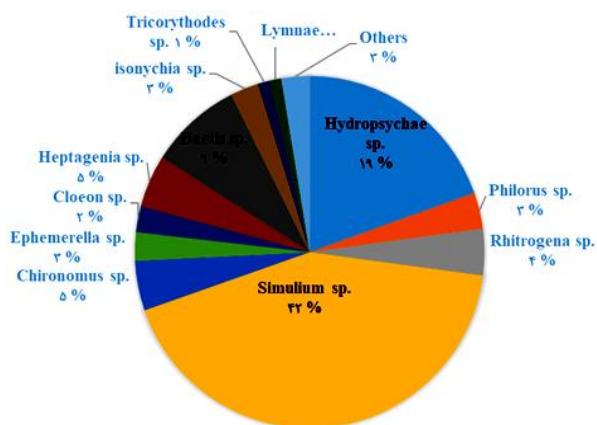
ایستگاه ماه	۱	۲	۳	۴	۵	فراوانی کل
اردیبهشت	۱۸۱	۲۹۲	۱۶۳	۷۷۳	۱۳۳	۱۵۴۲
خرداد	۲۷۷	۲۲۹	۱۷۰	۲۳۷	۶۵۹	۱۵۷۲
تیر	۲۱۸	۳۳۳	۱۹۶	۱۵۵	۲۸۵	۱۱۸۷
مرداد	۲۳۷	۳۷۴	۱۰۰	۲۲۲	۷۲۹	۱۶۶۲
شهریور	۳۷۰	۱۵۲	۴۵۹	۶۶۲	۱۰۲۵	۲۶۶۸
مهر	۸۱	۱۵۹	۴۱۸	۵۸۵	۱۸	۱۲۶۱
آبان	۱۵۹۸	۸۶۶	۷۹۵	۶۳۳	۱۲۹۱	۵۱۸۳
آذر	۵۸۱	۸۸۱	۸۰۳	۲۹۲	۱۳۶۲	۳۹۱۹
فراوانی کل	۳۵۴۳	۳۲۸۶	۳۱۰۴	۳۵۵۹	۵۵۰۲	۱۸۹۹۴

جدول ۴. گروه‌های سیستماتیک بزرگی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در رودخانه قلعه‌رودخان

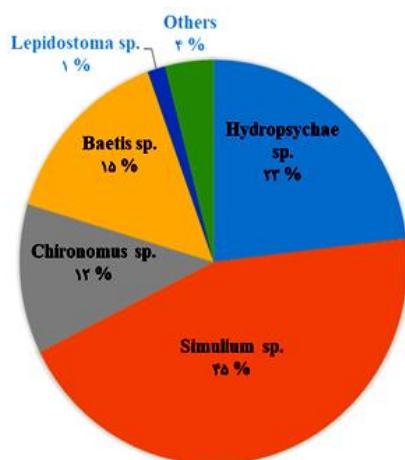
ردیف	شاخه	رده	راسته	خانواده	جنس
۱	Annelidae	Clitellata	Haplotaxida	Lumbricidae	<i>Lumbricus</i> sp.
۲	Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Lymnaeidae	<i>Lymnaea</i> sp.
۳	Athropoda	Crustacea	Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus</i> sp.
۴			Decapoda	Potamidae	<i>Potamon fluviatile</i>
۵		Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i> sp.
۶				Baetidae	<i>Procloeon</i> sp.
۷				Heptageniidae	<i>Epeorus</i> sp.
۸				Heptageniidae	<i>Rhithrogena</i> sp.
۹				Heptageniidae	<i>Heptagenia</i> sp.
۱۰				Heptageniidae	<i>Ectyonurus</i> sp.
۱۱				Ephemerellidae	<i>Ephemerella</i> sp.
۱۲				Isonychiidae	<i>Isonychia</i> sp.
۱۳				Oligoneuriidae	<i>Oligoneuriella</i> sp.
۱۴				Tricorythidae	<i>Tricorythodes</i> sp.
۱۵				Caenidae	<i>Caenis</i> sp.
۱۶			Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsychae</i> sp.
۱۷				Philopotamidae	<i>Philopotamus</i> sp.
۱۸				Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i> sp.
۱۹				Lepidostomatidae	<i>Lepidostoma</i> sp.
۲۰				Limnephilidae	<i>Limnephilus</i> sp.
۲۱			Plecoptera	Perlodidae	<i>Isoperla</i> sp.
۲۲				Chloroperlidae	<i>Chloroperla</i> sp.
۲۳			Diptera	Tipulidae	<i>Hexatoma</i> sp.
۲۴				Tipulidae	<i>Tipula</i> sp.
۲۵				Pediciidae	<i>Dicranota</i> sp.
۲۶				Blephariceridae	<i>Phylorus</i> sp.
۲۷				Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.
۲۸				Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.
۲۹				Tabanidae	<i>Tabanus</i> sp.
۳۰				Dixidae	<i>Dixia</i> sp.
۳۱				Athericidae	<i>Atherix</i> sp.
۳۲			Odanata	Gomphidae	<i>Gomphus</i> sp.
۳۳				Cordulegastridae	<i>Cordulegastris</i> sp.
۳۴				Coenagrionidae	<i>Coenagrion</i> sp.
۳۵			Coleoptera	Dytiscidae	<i>Dytiscus</i> sp.



شکل ۲. درصد فراوانی گروه‌های شناسایی شده در ایستگاه ۱ (رنگی) شکل ۳. درصد فراوانی گروه‌های شناسایی شده در ایستگاه ۲ (رنگی در نسخه الکترونیکی)



شکل ۴. درصد فراوانی گروه‌های بزرگ شناسایی شده در ایستگاه ۳ (رنگی در نسخه الکترونیکی) شکل ۵. درصد فراوانی گروه‌های شناسایی شده در ایستگاه ۴ (رنگی در نسخه الکترونیکی)



شکل ۶. درصد فراوانی گروه‌های شناسایی شده در ایستگاه ۵ (رنگی در نسخه الکترونیکی)



شکل ۸. جنس *Caenis* sp. از راسته Ephemeroptera (رنگی در نسخه الکترونیکی)



شکل ۷. جنس *Baetis* sp. از راسته Ephemeroptera (رنگی در نسخه الکترونیکی)



شکل ۱۰. جنس *Simulium* sp. از راسته Diptera (رنگی در نسخه الکترونیکی)



شکل ۹. جنس *Hydropsyche* sp. از راسته Trichoptera (رنگی در نسخه الکترونیکی)



شکل ۱۱. کلونی جنس *Simulium* sp. از راسته Diptera (رنگی در نسخه الکترونیکی)

جدول ۵. شاخص EPT محاسبه‌شده در ایستگاه‌های نمونه‌برداری رودخانه قلعه‌رودخان، استان گیلان

ایستگاه ماه	۱	۲	۳	۴	۵	میانگین کل
اردیبهشت	۲۳/۸۵	۲۲/۲	۱۸/۵۷	۷۵/۸۷	۱۵/۸۵	۳۱/۲۶
خرداد	۳۷	۳۵/۶	۲۳/۲۸	۲۴	۸۶/۱۴	۴۱/۲۰
تیر	۱۶/۴۳	۲۶/۶	۲۴/۲۸	۱۹	۳۴/۸۵	۲۴/۲۳
مرداد	۲۹/۵۷	۱۷/۸	۱۴/۲۸	۲۷/۲۵	۴۵/۴۲	۲۶/۸۶
شهریور	۱۹	۱۱/۲	۶/۲۸	۱۱/۶۲	۶۰/۸۵	۲۱/۷۹
مهر	۱۰	۲۶/۶	۹	۱۸/۵	۱	۱۳/۰۲
آبان	۱۷/۴۳	۲۹/۶	۱۶/۸۵	۲۵	۳۴/۸۵	۲۴/۷۴
آذر	۴۲/۳	۳۶/۲	۲۰/۵۷	۱۱/۶۲	۵۱/۲۸	۳۲/۳۹
میانگین کل	۲۴/۴۴	۲۵/۷۲	۱۶/۶۴	۲۶/۶۰	۴۱/۲۸	

به خود اختصاص دادند. همچنین ایستگاه‌های ۵ و ۳ هم به- ترتیب بیشترین و کمترین فراوانی EPT را داشتند.

شاخص EPT

حداقل مقدار شاخص EPT در ایستگاه ۵ و در مهرماه مشاهده شد که بر این اساس در طبقه کیفی فقیر قرار می‌گیرد و

نسبت EPT/Chiro

در بررسی ترکیب ساختار جمعیت بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی رودخانه قلعه‌رودخان، گروه EPT نسبت به خانواده شیرونومیده غالبیت داشتند. بیشترین نسبت EPT/Chiro در ایستگاه ۱ در خردادماه و کمترین مقدار آن در آبان‌ماه و در ایستگاه ۵ مشاهده شد.

بحث

در نمونه‌برداری‌های انجام‌شده از بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی، از کرم‌های کم‌تار (Oligochaeta)، نرم‌تان (Mollusca) و سخت-پوستان (Crustacea) نیز نماینده‌های معدودی مشاهده شد. رده حشرات آبزی و راسته‌های مختلف آن به‌عنوان گروه‌های غالب شناسایی شدند. در اکثر آب‌های جاری بیشترین تنوع و تراکم

متعلق به این گروه از کفزیان است (۵ و ۲۴). در رودخانه قلعه‌رودخان در طی دوره تحقیق، بیشترین تنوع بی‌مهرگان کفزی مربوط به راسته Ephemeroptera با ۱۱ جنس بود. جنس‌های *Rithrogena* sp., *Baetis* sp., *Heptagenia* sp. و جنس *Epeorus* sp. که نیاز اکسیژنی بسیار بالایی دارند در بخش‌های متلاطم رودخانه و جویبار در لابلای سنگ‌هایی که به‌خوبی در معرض تلاطم آب بوده و اکسیژن محلول بالایی دارند مشاهده می‌شود. جنس *Hydropsyche* sp. از راسته Trichoptera که یکی از جنس‌های متداول در آب‌های تمیز تا نسبتاً تمیز است، از فراوانی بالایی برخوردار بود. از راسته Plecoptera جنس‌های *Isoperla* و *Chloroperla* sp. که بسیار به آلودگی و کاهش اکسیژن حساس هستند در این نمونه‌برداری مشاهده شدند. وجود این جنس‌ها نشان می‌دهد میزان اکسیژن در این رودخانه در حد مطلوب بوده و میزان آلودگی در حدی است که هنوز جنس‌های بسیار حساس نیز قادر به زندگی در آن هستند. نتایج حاصل از مطالعات انجام‌شده بر روی پراکنش راسته Ephemeroptera، Plecoptera، Trichoptera و Diptera در برخی از رودخانه‌های جهان از جمله نیوزیلند نیز با نتایج به‌دست آمده در مطالعه حاضر مطابقت دارند (۳۰). در رودخانه ایالت جرجیا در

در نمونه‌برداری از ایستگاه‌های مختلف به‌ویژه در ماه‌های آبان و آذر به‌صورت توده‌ای با فراوانی بالا مشاهده شوند.

و فور جنس *Simulium* sp. در ایستگاه ۱ ممکن است به علت بار ورودی مواد آلی ناشی از منابع خارجی (Allochthonous) به‌ویژه سقوط و تجزیه برگ درختان پهن-برگ متراکم و انبوه حاشیه رودخانه (Riparian zone) در بستر رودخانه باشد که شرایط مناسبی را برای حضور این جنس فراهم کرده است. حضور پریفیتون‌ها هم ممکن است در افزایش جمعیت *Simulium* sp. نقش داشته باشد. پریفیتون‌ها به‌عنوان غذا مورد استفاده لارو سیمولیوم (هم از طریق خراشیدن سطوح و هم از طریق فیلتر کردن سلول‌های در حال شستشو توسط آب) قرار می‌گیرند اگرچه ممکن است گاهی از نظر فضایی به‌عنوان رقیب برای سیمولیوم‌ها عمل کنند (۲۳). البته در بررسی دیگری توسط Dudley (۶) رابطه منفی بین جمعیت سیمولیوم و فراوانی پریفیتون‌های رشته‌ای مشاهده شد اما در بررسی حاضر پریفیتون‌های مشاهده‌شده از نوع رشته‌ای بلند نبودند. در مطالعات دیگری که توسط Towns (۳۶) و Behmer و Hawkins (۲) انجام شد ارتباط مستقیم بین افزایش پریفیتون‌ها و افزایش جمعیت سیمولیوم نیز مشاهده شد. در این بررسی نیز وجود پریفیتون‌ها می‌تواند در فراوانی جنس‌های مقاوم به آلودگی از جمله جنس *Simulium* sp. نقش داشته باشد. با این حال گونه‌های حساس به آلودگی از جمله *Rithrogena* sp., *Epeorus* sp. و *Isoperla* sp. راسته Ephemeroptera و Plecoptera که نیاز اکسیژنی بالایی دارند در ایستگاه ۱ دیده شدند. در ایستگاه‌های پایین دست، جریان کند بعضی از قسمت‌های رودخانه، ورود کودهای کشاورزی، فعالیت‌های انسانی، کشاورزی و روستایی و برداشت شن و ماسه از بستر رودخانه در برآورد کلی باعث دگرگونی در ساختار اکوسیستم شده و بر روی ارزیابی رودخانه تأثیر گذاشت.

برداشت شن و ماسه از بستر رودخانه، دخل و تصرف و فعالیت‌های مختلف در حریم رودخانه، عبور و مرور وسایل

آمریکا و در فصل بهار حداکثر تراکم موجودات کفزی مشاهده شده که این موضوع به دمای مناسب آب برای رشد گیاهان آبی و جلبک‌ها در فصل بهار ارتباط داده شده است (۳۰). در بررسی انجام شده در قلعه‌رودخان، جنس *Rithrogena* sp. در فصل تابستان افزایش نشان داد که با توجه به اینکه رژیم غذایی آنها از جلبک، پریفیتون و مواد در حال فساد است، این افزایش، ناشی از افزایش دمای آب، بالا بودن مدت زمان تابش خورشید، افزایش تولید اولیه و رشد جلبک-های بستر می‌باشد (۱۰).

برخی از اعضای راسته Diptera شاخص‌های شناخته‌شده برای آلودگی محیط‌های آبی هستند. اعضای خانواده Chironomidae با فراوانی نسبتاً بالایی در ایستگاه ۴ (محل ورود پساب مزارع پرورش ماهی) مشاهده شدند. میزان رسوبات دانه‌ریز و مواد آلی در این ایستگاه بسیار بالاتر از ایستگاه‌های دیگر بود که شرایط مناسبی را برای اعضای خانواده Chironomidae ایجاد می‌کند. پساب مزارع پرورش ماهی یکی از عوامل مؤثر بر تغییر ساختار و ترکیب جمعیت کفزیان است که می‌تواند به افزایش گروه‌های مقاوم و کاهش گروه‌های حساس منجر شود (۱۳). برخی از گونه‌ها نسبت به تغییرات محیط‌زیستی بی‌تفاوت هستند، مانند گونه‌های Chironomidae که در تمام فصول سال مشاهده می‌شوند. تغییر دبی آب و افزایش مواد آلی و تغییر در سایر فاکتورها مانند دما، نور و شوری شرایط را برای گونه‌های کم‌تحمل سخت می‌کند و بنابراین شرایط برای رشد گونه‌های دارای قابلیت تحمل بالاتر مانند اعضای خانواده Chironomidae فراهم شده و تراکم آنها افزایش می‌یابد (۲۸).

جنس *Simulium* sp. از راسته Diptera بیشترین درصد فراوانی را در تمام ایستگاه‌ها (از ۴۲ درصد تا ۶۳ درصد) به خود اختصاص داده است. از ویژگی‌های جنس *Simulium* sp. این است که برخلاف سایر اعضای این راسته و دیگر راسته‌های حشرات، معمولاً به‌صورت کلنی‌های بزرگ، سیاه و چسبیده به سطح زیرین سنگ بستر مشاهده می‌شوند که این امر سبب شد

کل در ایستگاه‌های متأثر نسبت به ایستگاه‌های سرمنشأ بیشتر می‌شود (۳۱). در آنالیز آماری و مقایسه میانگین ایستگاه‌ها و نیز ماه‌های نمونه‌برداری، اختلاف معنی‌دار آماری مشاهده نشد.

شدت تغییرات شاخص درصد EPT نیز مانند شاخص غنای EPT است. در فصل تابستان با گرم‌شدن هوا و کاهش دبی آب، شاخص‌های غنا و درصد EPT اندکی تفاوت داشت و ایستگاه‌های مطالعاتی کاهش محسوسی را نشان دادند. البته ماه مهر به دلیل لایروبی بستر ایستگاه ۵ پایین‌ترین درصد EPT را داشت که با توجه به آشفتگی ناشی از دخالت مستقیم در تخریب زیستگاه، این مورد از روند مشاهده‌شده در فصول دیگر تبعیت نکرد. شاخص درصد فراوانی EPT آثار پساب آلی ناشی از فعالیت‌های انسانی را بر اکوسیستم رودخانه مشخص می‌نماید (۱۱، ۱۹، ۳۴ و ۳۷).

شاخص نسبت EPT به Chiro نشان داد که اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌های بالادست (۱ و ۲) نسبت به ایستگاه‌های پایین‌دست (۴ و ۵) به‌ویژه در ماه‌های پرباب سال وجود دارد. در رودخانه‌هایی که شرایط زیستی مناسب دارند، نوعی تعادل بین چهار گروه مهم راسته‌های یک‌روزه‌ها *Ephemeroptera*، *Trichoptera*، *Plecoptera* و *Diptera* وجود دارد. افزایش غیرعادی فراوانی *Chironomidae* نسبت به موجودات حساس باعث کاهش نسبت EPT/Chiro می‌شود که نشان‌دهنده استرس محیطی است (۳۱). بی‌مهرگان در بخش‌هایی از رودخانه که در معرض فعالیت‌های انسانی است به تغییرات استرس‌زا واکنش نشان می‌دهند و به‌طور عام، گروه‌های EPT و راسته‌های دیگری که حساس در نظر گرفته می‌شوند این استرس‌ها را بیشتر منعکس می‌کنند (۲۴).

با توجه به وجود جنس‌های حساس به آلودگی از جمله *Rhyacophila* sp.، *Rithrogena* sp.، *Epeorus* sp.، *Cordulegastria* sp.، *Gomphus* sp.، *Isopela* sp.، *Heptagenia* sp.، *Oligoneuriella* sp.، *Coenagrion* sp.، *Philorus* sp. در رودخانه قلعه‌رودخان که نیاز اکسیژنی بالایی داشته و شاخص آب‌های تمیز هستند نتیجه‌گیری می‌شود که

نقلیه و نیز تراکتورها از داخل رودخانه باعث از بین رفتن پوشش گیاهی اطراف و تخریب بستر رودخانه، شسته شدن کف‌زیان (Drift) و از بین رفتن زیستگاه مناسب برای کف‌زیان شده است (۱۶).

شاخص کل EPT یا *Plecoptera*، *Ephemeroptera*، *Trichoptera* در برگیرنده گروه‌های حساس به آلودگی و فراوانی آنها در یک زیستگاه یا ایستگاه نمونه‌برداری است و برای ارزیابی زیستی رودخانه‌ها در بیشتر کشورهای به‌ویژه در کشورهای در حال توسعه مورد استفاده قرار می‌گیرد (۲۸). در این بررسی بالاترین مقدار شاخص غنای EPT در ایستگاه ۴ و پایین‌ترین مقدار آن در ایستگاه ۵ مشاهده شد. در آنالیز آماری و مقایسه میانگین ایستگاه‌ها و نیز ماه‌های نمونه‌برداری اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. شاخص EPT برای ارزیابی اثرات کشاورزی و همچنین کاربری اراضی بر روی بی‌مهرگان رودخانه‌ها استفاده می‌شود و محققان زیادی از آن برای مطالعه اثرات کاربری‌های مختلف بر روی جمعیت بی‌مهرگان استفاده کرده‌اند (۱۰، ۱۲ و ۳۰). در بررسی غنای EPT در بین ماه‌های نمونه‌برداری تفاوت آماری معنی‌داری مشاهده نشد اما در مقایسه ایستگاه‌های نمونه‌برداری، اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه ۳ و ایستگاه ۵ از نظر EPT مشاهده شد ($P < 0/05$). یک مورد استثنا در ایستگاه ۵ و در مهرماه مشاهده شد که به دلیل لایروبی بستر رودخانه در این ایستگاه، به‌طور کلی تمام بسترهای زیستی و کنج‌ها یا نیچ‌های اکولوژیک دچار آشفتگی شده بودند و در نتیجه تعداد نمونه‌ها و غنای گونه‌ای در کل و غنای EPT در این ماه و در این ایستگاه کاهش شدیدی نشان داد.

متوسط غنای کل EPT نشان داد که ایستگاه‌های بالادست کمترین غنای EPT را داشته و مقدار آن در ایستگاه‌های پایین‌دست افزایش یافته است زیرا در این مکان‌ها در پی افزایش مواد غذایی گروه‌های جدیدی برای استفاده از آنها تجمع می‌یابند. اگرچه غنای کل EPT از شاخص‌های ارزیابی فشارهای زیست‌محیطی است، ولی هرگاه بار آلی رودخانه بالا باشد غنای

رودخانه دچار آشفته‌گی خواهد شد و لازم است تدابیری برای پیشگیری از تخریب این زیستگاه اندیشیده شده و تصمیمات جدی با ضمانت اجرایی برای حفظ حریم رودخانه و ممانعت از تخریب مداوم آن گرفته شود.

آب این رودخانه در شرایط فعلی دارای کیفیت مناسبی است. با افزایش فعالیت‌های گردشگری در مجتمع تفریحی ایجادشده در منطقه بالادست رودخانه و نیز افزایش ساخت و ساز در مجاورت و به‌ویژه در حریم رودخانه و ورود مستقیم و اجتناب‌ناپذیر حجم بالایی از آلاینده‌های خانگی، وضعیت

منابع مورد استفاده

1. Arifi, K., S. Elblidi, A. Serghini, L. Tahri, A. Yahyaoui and M. Fekhaoui. 2018. Taxonomic diversity of benthic macroinvertebrates and bio-evaluation of water quality of Grou River (Morocco) through the use of the standardized global biological index (IBGN). *Journal of Materials and Environmental Science* 9(4): 1343-1356.
2. Behmer, D. J. and C. P. Hawkins. 1986. Effects of overhead canopy on macroinvertebrate production in a Utah stream. *Freshwater Biology* 16: 283-300.
3. Chi, S. H., S. Li, S. H. Chen, M. Chen, J. Zheng and J. Hu. 2017. Temporal variations in macroinvertebrate communities from the tributaries in the Three Gorges Reservoir Catchment, China. *Revista Chilena de Historia Natural* 90: 1-11.
4. Cooper, Ch. M. and S. S. Knight. 1991. Water quality cycles in two hill land streams subject to natural, municipal, and non-point agricultural stresses in the Yazoo Basin of Mississippi, USA (1985-1987). *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen* 24: 1654-1663.
5. Dodds, W. K., J. S. Perkin and J. E. Gerken. 2013. Human impact on freshwater ecosystem services: a global perspective. *Environmental Science and Technology* 47(16): 9061-9068.
6. Dudley, T. L., S. D. Coopera and N. hemphill. 1986. Effects of macroalgae on a stream invertebrate community. *Journal of the North American Benthological Society* 5: 93-106.
7. Durán, J., A. Rodríguez, J. L. Morse and P. M. Groffman. 2013. Winter climate change effects on soil C and N cycles in urban grasslands. *Global Change Biology* 19: 2826-2837.
8. Ehlinger, T. J., C. D. Sandgren and L. S. Dethorne. 2003. Monitoring of stream habitat and aquatic biotic integrity Lincoln Creec Milwaukee Country, Wisconsin. Department of Biological Sciences, University of Wisconsin, Milwaukee, USA.
9. Feminella, J. W. 1999. Biotic indicators of water quality the Alabama watershed demonstration project. Auburn University, Auburn, Alabama, USA.
10. Fierroa, P., I. Arismendic, M. Robert, D. Hughesc, C. Valdovinoso, A. Alfonso Jara-Floresa. 2018. Benthic macroinvertebrate multimetric index for Chilean Mediterranean streams. *Ecological Indicators* 91: 13-23.
11. Fries, L. T. and D. E. Bowles. 2002. Water quality and macroinvertebrate community structure associated with a sportfish hatchery. *North American Journal of Aquaculture* 64(4): 257-266.
12. Gerth, W., J. Li and R. Giannico. 2017. Agricultural land use and macroinvertebrate assemblages in lowland temporary streams of the Willamette Valley, Oregon, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 236: 154-165.
13. Gowen, R. J. 1992. Aquaculture and the environment. In: Aquaculture and the environment: reviews of the International Conference Aquaculture Europe. Dublin, Ireland. European Aquaculture Society Special Publication, 16, pp. 23-48.
14. Imanpour Namin, J., P. Spurny. 2004. Effects of unfavorable environmental factors on prosperity of Ichthyocenoses of the middle course of the Becva River. PhD Thesis, Mendel University, Brno, Czech Republic.
15. Kerans, G. L. and J. R. Karr. 1994. A benthic index of biotic integrity of rivers of Tennessee Valley. *Journal of Applied Ecology* 4: 768-785.
16. Li, L., B. Zheng and L. Liu. 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences* 2: 1510-1524.
17. Loch, D. D., J. L. West and D. G. Perlmutter. 1999. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture* 147: 37-55.
18. Ludwig, J. and J. F. Reynolds. 1988. Statistical ecology: a primer on methods and computing. A Niley-Interscience Publication, New York, USA.
19. Lydy, M. J., C. G. Crawford and J. W. Frey. 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.
20. Meybeck, M., D. V. Chapman and R. Helmer. 1989. Global freshwater quality: a first assessment. Blackwell Reference, Published on behalf of the World Health Organization and the United Nations Environmental Programme, Oxford.
 21. Min, C., T. Y. Chiu, M. Chou and K. Hwa. 2018. Seasonal patterns of stream macroinvertebrate communities in response to anthropogenic stressors in monsoonal. *Taiwan Journal of Asia-Pacific Entomology* 21(1): 423-429.
 22. Ministry of Defence and Armed Forces Logistics. 2003. Geographical catalogue of rivers of Iran, Caspian Sea basins. National Geographic Organization Publication, Tehran.
 23. Morin, A. 1988. Effect of microhabitat features, seston quality, and periphyton on abundance of overwintering black fly larvae in Southern Quebec. *Journal of Limnology and Oceanography* 33(3): 431-446.
 24. Navis, N. and W. N. Gillies. 2001. A comparison of a professional method and a volunteer method for assessing stream health, including discussion of an improved volunteer method. United States Environmental Protection Agency Publication, West Virginia, USA.
 25. NCDEHNR (North Carolina Department of Environment, Health, and Natural Resources). 1997. Standard operating procedures for biological monitoring. Environmental Sciences Branch, Biological Assessment Group, Division of Water, Water Quality Section.
 26. Patric, K. R. and C. W. Reimer. 1995. The diatoms of the United States, Exclusive of Alaska and Hawaii, 1st edition. Academy of Natural Sciences Publications, Philadelphia, USA.
 27. Pennak, R. W. 1953. Freshwater invertebrates of United States. The Ronald Press Company, New York.
 28. Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Porter, S. K. Gross and R. M. Hughes. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D. C.
 29. Quigley, M. 1986. Invertebrates of streams and rivers. Edward Arnolds Publication, Northampton, UK.
 30. Quinn, J. M. and C. W. Hickey. 1990. Characterisation and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24(3): 387-409.
 31. Resh, W. H. and M. T. Barbour. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology* 20: 101-135.
 32. Rosenberg, D. M. and V. H. Resh. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York.
 33. Roy, A. H., A. D. Rosemond, M. J. Paul, D. S. Leigh and J. B. Wallace. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanization (Georgia, USA). *Freshwater Biology* 48: 329-346.
 34. Stephens, W. W. and J. L. Farris. 2004. Instream community assessment of aquaculture effluents. *Aquaculture* 112: 149-162.
 35. Taylor, B. R. and R. C. Baily. 1997. Technical evaluation on methods for benthic invertebrate's data analysis and interpretation. Canada Center for Mineral and Energy Technology, Ottawa, Ontario.
 36. Towns, R. 1981. Effects of artificial shading on periphyton and invertebrates in a New Zealand stream. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 15: 185-192.
 37. Voelker, D. C. and D. E. Renn. 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, Virginia, USA.
 38. Washington, H. G. 2003. Diversity, biotic, similarity indices, a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18: 653-694.
 39. Wright, J. F., D. W. Sutcliffe and M. T. Furse. 2000. Assessing the biological quality of fresh waters: rivpacs and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, United Kingdom.

Identification, Distribution and Abundance of Macroinvertebrates and Biomonitoring of the Ghale Rudkhan River, Guilan Province

F. Hajiaghaei Ghaazi Mahalleh¹, J. Imanpour Namin^{1*} and M. Sattari¹

(Received: December 10-2019; Accepted: October 21-2020)

Abstract

Benthic macroinvertebrate-based indices are suitable tools for assessment of stream health and human impacts on its biological integrity. Since Ghale Rudkhan River is an attractive tourist destination and its surrounding population is growing, its water quality was examined using biological indicators. Macroinvertebrate samples were taken monthly by a Surber sampler (mesh = 300 μ and area = 900 cm²) at five stations from May to December 2017. Samples were preserved in ethanol 96% and transported to laboratory for analysis. Total abundance, EPT index, EPT richness and percentage, EPT/CHIR ratios were determined. In total 5134 macroinvertebrates that belong to 35 genera, 30 families, 10 orders, 4 classes and 3 phyla were identified. The highest EPT richness was observed at the station no. 4 in May (607 ind.m⁻¹) and the lowest was at the station no. 5 in October (7 ind.m⁻¹). The presence of pollution sensitive species such as *Epeorus* sp., *Rithrogena* sp., *Rhyacophila* sp., *Isopela* sp., *Gomphus* sp., *Cordulegaster* sp., *Coenagrion* sp., *Oligoneuriella* sp., *Heptagenia* sp., *Phylorus* sp. in Ghale Rudkhan River indicated the optimal quality of the river water.

Keywords: Biomonitoring, Macroinvertebrates, Surber sampler, EPT Index

1. Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Guilan, Iran.

*: Corresponding Author, Email: javidiman@gmail.com