ارزیابی بوم شناختی رودخانه تجن با استفاده از گروه‌های تغذیه‌ای بزرگ بی مهرگان کف‌زی و شاخص‌های زیستی

مسلم شریفی نیا*[۱]، جاوید ایمانپور نمین[۲]، امین بزرگی ماکرانی[۱]

چکید

یکی از روش‌های مناسب جهت تعیین سلامت و تأثیر فعالیت‌های انسانی بر کاهش کیفیت رودخانه‌ها، ارزیابی آن‌ها با استفاده از جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی می باشد. رودخانه تجن یکی از رودخانه‌های حوضه جنوبی خزر است که به دریای خزر می‌ریزد. نمونه‌برداری بزرگ بی مهرگان کف‌زی با استفاده از دستگاه سوربر (با ابعاد۴۰×۴۰ سانتی‌متر و چشمه تور ۱۰۰ میکرون) در فواصل ۴۵ روز از مرداد ۱۳۸۹ تا اردیبهشت ۱۳۹۰ در ۵ ایستگاه مطالعاتی با ۳ تکرار و در مسیر ۵۰ کیلومتری از رودخانه تجن انجام شد. نمونه‌های جمع‌آوری شده توسط فرمالین ۴٪ تثبیت و به آزمایشگاه منتقل، جداسازی، شناسایی و شمارش گردیدند. نتایج حاصل از بررسی گروه‌های تغذیه‌ای نشان داد که جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی در منطقه مورد مطالعه شامل ۶ گروه تغذیه‌ای Collector-gathering ، Collector-filtering، Predator، Collector-gathering /Scraper، Predator / Collector-gathering ، Scraper می باشند. در این بررسی گروه های تغذیه‌ای Collector-gathering، Collector-filtering و Collector-gathering /Scraper بیشترین فراوانی را نشان دادند. در ایستگاه های با آلودگی کم، گروه Collector-filtering و با آلودگی زیاد گروه Collector-gathering دارای بیشترین فراوانی بودند. در بررسی حاضر سنجه‌های ساختار جمعیتی شامل فراوانی کل، غنایEPT، درصد EPT، نسبت EPT به CHIR محاسبه شدند. مقادیر تنوع‌گونه‌ای، غنای گونه‌ای و یکنواختی با استفاده از شاخص های شانن – وینر، مارگالف و جاکارد محاسبه شدند. شاخص زیستی هیلسنهوف برای ایستگاه ۱ (۴/۲۹) کمترین و برای ایستگاه ۵ (۵/۵۷) بیشترین و شاخص زیستی BMWP/ASPT برای ایستگاه ۱ (۴/۵۱) بیشترین و برای ایستگاه ۵ (۳/۲۵) کمترین مقدار را در بین ایستگاه های مطالعاتی نشان دادند. نتایج نشان داد که در ایستگاه های ۲، ۳ و ۵ که در پایین دست مزارع پرورش ماهی و کارخانه چوب و کاغذ قرار دارند و پساب مزارع وارد رودخانه میشود کیفیت آب تغییر یافته و تنوع و درصد فراوانی خانواده‌های حساس به آلودگی کاهش و گروه‌های مقاوم افزایش یافته‌است. از آن رو براساس این مطالعه میتوان بیان‌کرد استفاده از بزرگ بی‌مهرگان کفزی به‌عنوان شاخص زیستی برای ارزیابی کفیت آب روشی مطلوب می باشد.

کلمات کلیدی: آلودگی رودخانه، بزرگ بی مهرگان ، پایش زیستی، پساب ، شاخص هیلسنهوف

۱. کارشناس ارشد بوم شناسی آبزیان، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه گیلان
*نویسنده مسئول: صندوق پستی ۱۱۴۴، صومعه سرا، گیلان Email: moslem.sharifinia@yahoo.com
۲. استادیار اکولوژی آب‌های جاری، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه گیلان

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

مقدمه

انسان به‌رغم استفاده‌های گوناگون از آب رودخانه‌ها، به علت توسعه جوامع بشری و گسترش صنایع همواره از منابع مهم آلودگی و کاهش کیفیت آب‌های جاری بوده است. آلودگی رودخانه‌ها را در حقیقت می‌توان شاخص آلودگی محیط زیست بر اثر فعالیت‌های انسانی به حساب آورد، زیرا رودخانه‌ها تنها منابع آبی هستند که مسیری طولانی را از میان شهرها، روستاها و مناطق صنعتی و کشاورزی طی می‌کنند. امروزه از موجودات آبزی به عنوان شاخص کیفی آب استفاده‌های زیادی می‌شود. از آنجا که در اکوسیستم‌های جاری، جریان آب در هر لحظه باعث تغییر پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب می‌شود، ارزیابی رودخانه با استفاده از موجودات کفزی رودخانه که در بستر ساکن هستند نسبت به پارامترهای فیزیکوشیمیایی مناسب‌تر می‌باشد (۴۱). کمیت و کیفیت مواد آلی ورودی به رودخانه بر ساختار ذخایر انرژی و جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه تأثیرگذار بوده و بدین ترتیب سبب تغییراتی در عملکرد اکوسیستم می‌شود. یکی از نشانه‌های جریان انرژی حاصل از آلودگی به مواد آلی در بین سطوح مختلف تروفیک، تغییر در فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی و گروه‌های تغذیه‌ای به واسطه ارتباط بین ساختار جمیعت و پایه انرژی می‌باشد (۹).

در بررسی‌های زیستی و غیرزیستی رودخانه حویق در استان گیلان، ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی آب رودخانه و نیز فون و فلور آن در طی سه دوره نمونه‌برداری ارائه شده است (۱). مطالعه اثر عوامل محیطی (دمای آب، دبی آب، عمق و عرض رودخانه) بر تنوع زیستی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در رودخانه‌های دالکی و حله استان بوشهر نشان داد که در ایستگاه‌های بالادست که میزان آلودگی کمتر می‌باشد، بیشترین فراوانی نسبی مربوط به راسته Ephemeroptera (۴۲ درصد) و در ایستگاه‌های پایین‌دست هم مربوط به راسته Diptera (۳۴/۸ درصد) است. تنوع زیستی در ایستگاه‌های پایین‌دست بسیار کمتر از بالادست بود. جنس بستر در ایستگاه‌های بالادست، قلوه سنگی و تخته سنگی بود، در حالی‌که در ایستگاه‌های پایین دست رودخانه، دانه ریز (لومی و ماسه‌ای) تعیین شد که بر تنوع بزرگ بی‌مهرگان کفزی تأثیرگذار می‌باشد(۲). شناسایی ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه چافرود در استان گیلان با توجه به برخی عوامل کیفی آب در سال ۱۳۸۳ انجام شد. این مطالعه به صورت فصلی صورت گرفته و نتایج آن نشان داد که حشرات آبزی، موجودات غالب فون کفزیان رودخانه را تشکیل داده و در مناطق آلوده گروه‌های حساس به آلودگی کاهش و گروه‌های مقاوم افزایش یافتند (۵). نتایج مطالعه تأثیر پساب استخرهای پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر روی گروه‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی در رودخانه دو هزار استان مازندران نشان داد که هفت گروه تغذیه‌ای Collector-gathering، Collector-filtering، Predator، Collector-gathering/Scraper، Predator/ Collector-gathering و Scraper نسبت به سایر گروه‌ها از فراوانی نسبی بیشتری در ایستگاه‌های مطالعاتی برخوردار بودند (۸). در یک مطالعه دیگر از حشرات آبزی به عنوان شاخص‌های زیستی به منظور تعیین کیفیت آلی آب در چشمه‌های استان فارس استفاده گردید. در این مطالعه که به صورت فصلی در یک دوره یک ساله صورت گرفت، ضمن معرفی ۴۸ جنس از حشرات آبزی، شاخص زیستی زیستگاه‌ها نیز در فصول مختلف سال اندازه گیری شد. همچنین برخی از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب شامل اکسیژن مورد نیاز زیستی (BOD)، اکسیژن محلول، مواد جامد محلول، نیتروژن، فسفر، کلر، قلیاییت، درجه حرارت، شاخص زیستی و تنوع محاسبه شده و مشخص شد که شاخص های زیستی کیفیت آب را بهتر از شاخص‌های تنوع یا جمعیتی نشان می دهند (۴). در مطالعه ارزیابی زیستی رودخانه لاسم شهر آمل با استفاده از جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی، از شاخص‌های غنای کل، غنای EPT، درصد EPT، فراوانی کل، فراوانی EPT، درصد ترکیب غالبیت (PCD) و نسبت EPT به CHIR استفاده شد (۶).

آلودگی آلی ناشی از ورود فاضلاب‌های کشاورزی، شهری و روستایی به رودخانه طی فرآیندهای مختلف

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

می‌تواند منابع غذایی اکوسیستم رودخانه را تغییر داده و شرایط جدیدی را برای بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی رودخانه ایجاد نماید. به عنوان مثال می‌توان به تولید مواد آلی ریز طی فرآیندهای فیزیکی اشاره نمود که غذای مناسبی برای گروه‌های Collector-filtering ,Collector-gathering بوده و سبب تغییر ساختار جمیعتی و افزایش فراوانی گروه های Collector می‌شود. بنابراین با بررسی گروه‌های تغذیه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی می توان به ناهنجاری‌های احتمالی ناشی از ورود مواد آلی و تغییر در کیفیت آب اکوسیستم رودخانه پی برد. شناخت کمی و کیفی منابع آبی از ارکان مهم و اساسی توسعه پایدار می‌باشد. مطالعه رودخانه‌ها، نهرها و چشمه‌ها بسیار مهم بوده و نه تنها در تشخیص سلامت اکوسیستم رودخانه مؤثر است بلکه می‌تواند نشان دهنده فشارهای وارده از محیط اطراف باشد (۱۱). مطالعه آب‌ها و شناسایی آلودگی رودها و چشمه ها تنها با روشهای رایج سنجش پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب کافی نیست زیرا فقط اطلاعاتی را در زمان نمونه برداری ارائه می‌کند. روش‌های سنتی بررسی منابع آب به طور کامل قادر به بیان کیفیت و وضعیت محیط آبی نیست. به همین دلیل یکی از مناسب‌ترین روش‌های علمی و اقتصادی جهت تعیین سلامت اکولوژیک آب‌ها و بررسی تأثیر فعالیت‌های انسانی بر کیفیت آن‌ها ارزیابی و پایش بیولوژیک می باشد (۲۱). انواع جانداران جویبارها و رودخانه ها در شرایط ویژه‌ای از کیفیت آب قادر به زندگی هستند. زمانی که شرایط تغییر می کند، مثلاً وقتی که یک رودخانه مقادیر قابل توجهی از آلودگی را دریافت می‌نماید، فراوانی، توزیع و ترکیب جمعیت موجودات آبزی در منطقه مورد اثر تغییر می‌کند (۳۲). اگر چه ماهیان و جلبک‌ها در برنامه ارزیابی زیستی کاربرد دارند، ولی بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی از رایج‌ترین موجودات برای فعالیت‌های پایشی می‌باشند. تنوع جوامع کف‌زی در منابع آبی و زیستگاه‌های مختلف، توان حرکتی محدود و طول عمر زیاد و همچنین واکنش نسبت به شرایط موقتی و زودگذر محیطی نظیر آلودگی‌ها و عوامل استرس‌زا مانند اکسیژن محلول، درجه حرارت و تغییر در ساختار رسوبات، از جمله دلایل مطالعه این اجتماعات در بیان تغییرات کیفی آب، بر خلاف اندازه‌گیری‌های فیزیکی و شیمیایی در این دوره زمانی می‌باشد (۴۵). این مطالعه با هدف ارزیابی اکولوژیک رودخانه تجن براساس گروه‌های تغذیه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی و شاخص‌های زیستی انجام شد.

مواد و روش ها

منطقه مورد مطالعه

تجن یکی از رودخانه‌هایی است که در نهایت به دریای خزر می‌ریزد. این رودخانه از کوه هزار جریب و پشت‌کوه رشته کوه البرز سرچشمه می‌گیرد. تجن ۱۲۰ کیلومتر طول داشته و حوضه آبریز آن در حدود ۲۰۰۰ کیلومتر مربع وسعت دارد. این حوزه آبریز در فاصله ۳۶ درجه تا ۳۶ درجه و ۲۲ دقیقه عرض شمالی و ۵۳ درجه و ۳ دقیقه تا ۵۳ درجه و ۲۷ دقیقه طول شرقی قرار دارد. سرشاخه‌های رودخانه تجن را سفیدرود، گرم رود، شیرین رود و زارم رود تشکیل می‌دهند. رودخانه تجن از وسط شهر ساری می‌گذرد اما قبل از ورود به شهر، از مسیرهای جنگلی، روستایی و زمین‌های کشاورزی و چندین کارخانه عبور می‌کند. رودخانه تجن در محل شهرستان ساری وارد پهنه ساحلی خزر شده و در ناحیه خزرآباد به دریای خزر می‌ریزد (۷). نمونه‌برداری از بی‌مهرگان کف‌زی بزرگ، در طول ۵۰ کیلومتر در ۵ ایستگاه از تابستان ۱۳۸۹ تا بهار ۱۳۹۰ در هر چهار فصل سال انجام شد. موقعیت ایستگاه‌ها در شکل ۱ نشان داده شده است. ایستگاه ۱ به عنوان ایستگاه مرجع انتخاب شد. ایستگاه ۲ و ۳ پس از مزارع پرورش ماهی قرار داشتند و ایستگاه‌های ۴ و ۵ پس از سد شهید رجایی و کارخانه چوب و کاغذ ساری قرار داشتند. ایستگاه‌های مطالعاتی براساس منابع آلاینده ورودی به رودخانه تجن انتخاب شدند.

نمونه برداری از بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی

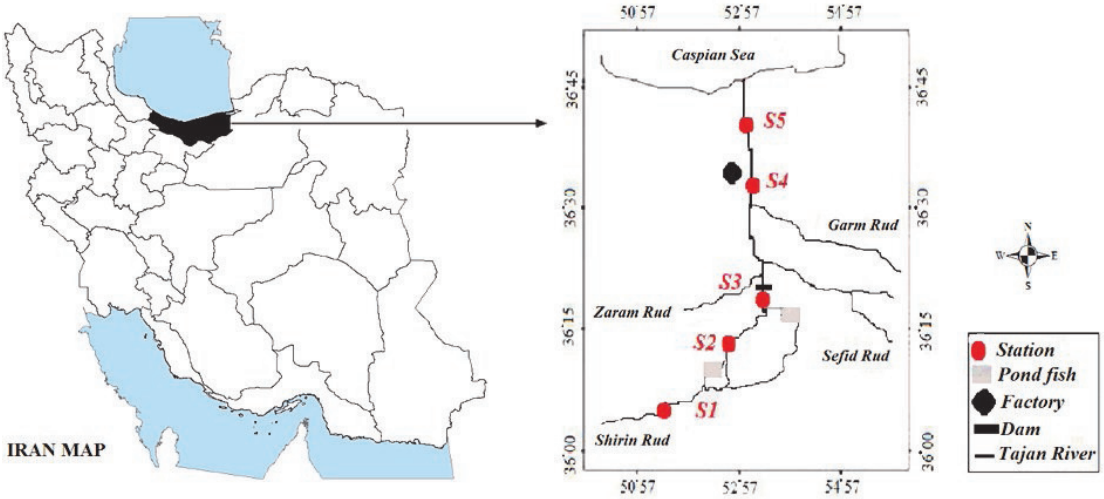
نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی به‌صورت فصلی با استفاده از نمونه بردار سوربر با ابعاد ۴۰×۴۰ سانتی متر و چشمه تور ۱۰۰ میکرون و با ۳ تکرار در هر ایستگاه انجام شد. نمونه‌های جمع آوری شده در ظروفی که مشخصات ایستگاه، محل و تاریخ نمونه‌برداری در آن

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

ثبت شده بود تخلیه و توسط فرمالین ۴ درصد تثبیت و به آزمایشگاه منتقل شدند (۱۹). در آزمایشگاه نمونه‌ها با استفاده از لوپ با بزرگ‌نمایی ۱۰ تا ۴۰ و با استفاده از کلیدهای شناسایی (۲۰، ۳۵، ۳۷، ۳۸، ۴۰ و ۴۳) شمارش و شناسایی شدند.

برای تعیین پارامترهای فیزیکی (pH، EC، دما و DO) از دستگاه پرتابل Multiline p_4 در محل نمونه برداری استفاده شد. کدورت نمونه ها با دستگاه کدورت‌سنج TB – 100 تعیین شد، بدین ترتیب که ابتدا با استفاده از محلول‌های کالیبراسیون (۰/۰۲، ۱۰، ۱۰۰ و ۱۰۰۰ NTU) دستگاه را کالیبره نموده و سپس سل شیشه‌ای نشان دار شده را کاملاً با نمونه پر کرده و درب آن بسته شد. باید دقت کرد که جداره بیرونی شیشه‌ها کاملاً تمیز و خشک باشد. سپس سل را داخل محفظه دستگاه گذاشته و مقدار کدورت اندازه‌گیری گردید. کل مواد جامد معلق (TDS) با دستگاه Conductivity TDS Meter و کل مواد جامد محلول (TSS) به‌وسیله پمپ خلأ و فیلتر استات سلولزی ۰/۴۵ میکرومتر با حساسیت ۰/۰۰۱ گرم اندازه گیری شد (۲۶).



شکل ۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری و نقشه‌ی منطقه مطالعاتی (رودخانه تجن- ساری)

محاسبه شاخص های زیستی و جمعیتی

جهت ارزیابی کیفیت آب در هر ایستگاه از شاخص زیستی هیلسنهوف (HFBI) استفاده شد. در این روش آبها از نظر آلودگی به مواد آلی طبقه‌بندی شده و میزان شاخص با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$HFBI = \frac{\sum(x_i t_i)}{n}$$

x_i تعداد افراد هر گروه، t_i ارزش تحمل آلودگی در آن گروه و n تعداد کل افراد می‌باشد.

این شاخص در سطوح مختلف گونه، جنس و خانواده کاربرد دارد (Hilsenhoff, 1988).

شاخص زیستی BMWP/ASPT متداول‌ترین سیستم در بریتانیا است که با جمع آوری و شناسایی نمونه ها در سطح خانواده مورد ارزیابی قرار می‌گیرد و به هر خانواده که کمترین مقاومت را در برابر آلودگی آب داشته باشد بیشترین امتیاز را اختصاص می‌دهد. سپس با فرمول و جدول ۳ کیفیت آب ایستگاه مشخص می گردد.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

شاخص زیستی BMWP/ASPT در هر سایت به صورت فصلی در سطح خانواده محاسبه شد (۱۰ و ۴۷).

$$BMWP/ASPT = \frac{\sum B.n}{N}$$

B امتیاز BMWP در سطح خانواده، n فراوانی هر خانواده و N کل تعداد افراد خانواده در هر ایستگاه می‌باشد.

شاخص‌های جمعیتی شامل شاخص جاکارد (J)، شاخص مارگالف (R)، شاخص تنوع شانون- وینر (H) و شاخص سیمپسون (D) براساس جنس و با استفاده از روابط زیر محاسبه شد (۴۹).

$$J = H' / H_{max}$$

$$R = \frac{S-1}{LogN}$$

$$D = \frac{\sum_{i=1}^{S} n_i(n_i-1)}{N(N-1)}$$

$$H = -\sum_{i}^{s}(p_i \ln p_i)$$

P_i فراوانی نسبی افراد تاکزونی i در نمونه مورد نظر، H' مقدار شاخص شانون، S تعداد جنس در نمونه مورد نظر، n_i فراوانی هر جنس، H_{max} حداکثر مقدار شاخص شانون و N تعداد کل جنس‌های شناسایی شده در هر نمونه می‌باشد.

آنالیز داده‌ها

تجزیه و تحلیل آماری داده‌های بدست آمده با نرم افزار آماری SPSS 16 و با استفاده از آنالیز واریانس یک طرفه (One-Way ANOVA) بعد از نرمال‌سازی داده‌ها به روش کولموگروف- اسمیرنوف انجام شد. برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون دانکن استفاده شده و محاسبه داده ها و ترسیم نمودارها با نرم افزار EXCEL انجام شد (۳۰).

نتایج

گروه‌های تغذیه‌ای

بزرگ بی مهرگان کفزی در منطقه مورد مطالعه ۶ گروه تغذیه ای را شامل شدند که عبارتند از (۱۱، ۱۷، ۳۰ و ۴۴):

گروه CF (Collector-filtering):
(*Hydropsyche* sp., *Agapetus* sp., *Simulium* sp.).

گروه CG (Collector-gathering):
(*Hydrometra* sp., *Tipula* sp., *Chironomus* sp., Naididae, Haplotaxidae, Lumbricidae, *Glossiphonia* sp., *Physa* sp., *Valvata* sp., *Bithynia* sp., *Potamopyrgus* sp., *Pisidium* sp.).

گروه CG/SCR (Collector-gathering/Scraper):
(*Baetis* sp., *Cloeon* sp., *Ephemerella* sp., *Leptophlabia* sp., *Caenis* sp.)

گروه PRD/CG (Predator/ Collector-gathering):
(*Chloroperla* sp., *Hydroptila* sp., *Perla* sp., *Tabanus* sp.).

گروه SCR (Scraper):
(*Phagocata* sp., *Epeorus* sp., *Liponeura* sp., *Bezzia* sp.)

گروه PRD (Predator):
(Elmidae*Rhyacophila* sp.)

در این مطالعه ترکیب گروه های تغذیه‌ای در فصول مختلف سال مشخص گردید. گروه های تغذیه‌ای CG، CF، CG/SCR نسبت به سایر گروه‌ها در تمامی ایستگاه‌های مطالعاتی از بیشترین فراوانی برخوردار بودند. سایر گروه‌ها دارای فراوانی بسیار کمی بوده و مورد بررسی قرار نگرفتند. نتایج به دست آمده نشان داد ساختار گروه‌های تغذیه‌ای در ایستگاه‌های مختلف متغیر می‌باشد (جدول ۱). بیشترین و کمترین فراوانی گروه‌های تغذیه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در منطقه مطالعاتی به ترتیب مربوط به گروه‌های تغذیه‌ای CG و CF بود که در ایستگاه ۵ مشاهده شد. کمترین و بیشترین فراوانی بزرگ بی مهرگان کفزی برای گروه‌های تغذیه‌ای CF، CG و CG/SCR به ترتیب در ایستگاه‌های ۴ و ۵ مشاهده شد.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

جدول ۱- فراوانی گروه‌های تغذیه‌ای (میانگین ± SD) بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه تجن (۹۰-۱۳۸۹)

گروه تغذیه ای / ایستگاه	CF	CG	CG/SCR	PRD	PRD/CG	SCR
۱	B ۲۰۵ ±۱۸^{ab}	B ۳۷۵ ±۷۸/۵^{a}	B ۳۶۰ ±۴۲/۴^{a}	۳۵ ±۱۵/۵^{b}	۹۰ ±۶۶^{b}	۱۷/۵ ±۶/۲^{b}
۲	۲۴۲ ±۳۲^{bc}	AB ۶۹۷ ±۱۰۳^{a}	AB ۴۱۲ ±۲۵^{b}	۰	۶۲/۵ ±۵۲/۹^{c}	۰
۳	۲۲۰ ±۶۳^{b}	AB ۸۷۲ ±۲۵۸^{a}	AB ۴۲۷ ±۷/۵^{ab}	۰	۴۵ ±۴۵^{b}	۷/۵ ±۷/۵^{b}
۴	A ۳۹۷ ±۵۲/۶^{a}	B ۳۱۰ ±۹۷/۷^{a}	B ۳۳۷/۵ ±۷۲^{a}	±۱۳/۱^{b}	۵۲/۵ ±۳۶/۸^{b}	۲۷/۵ ±۱۳/۱^{b}
۵	B ۱۴۵ ±۲۴/۶^{c}	A ۱۰۱۲ ±۸۰/۸^{a}	A ۶۱۲ ±۶۷/۷^{b}	۰	۲/۵ ±۲/۵^{c}	۰

تذکر: حروف کوچک مشابه، نشان دهنده عدم اختلاف معنی دار در گروه های تغذیه‌ای مختلف و حروف بزرگ مشابه، نشان دهنده عدم اختلاف معنی دار در ایستگاه های مختلف است.

در بررسی گروه‌های تغذیه‌ای ایستگاه‌های مورد مطالعه، بین فراوانی گروه‌های تغذیه‌ای در ایستگاه‌های ۱ و ۴ اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. گروه‌های تغذیه‌ای CG و CG/SCR در ایستگاه ۲ و گروه‌های تغذیه‌ای CG و CF در ایستگاه ۳ اختلاف معنی‌داری را با هم نشان دادند ($P \leq ۰/۰۵$). گروه‌های تغذیه‌ای CG و CF به ترتیب بیشترین و کمترین فراوانی را در فصل تابستان و در ایستگاه ۳ نشان دادند. بررسی هر یک از گروه‌های تغذیه‌ای در بین ایستگاه‌ها نشان داد که گروه تغذیه‌ای CF در ایستگاه ۴ و ۳ به ترتیب دارای بیشترین و کمترین فراوانی می باشد. گروه تغذیه‌ای CG در ایستگاه‌های ۴ و ۵ به ترتیب دارای کمترین و بیشترین فراوانی بود و در گروه تغذیه‌ای CG/SCR اختلافی مشاهده نشد (جدول ۲).

جدول ۲- فراوانی گروه‌های تغذیه‌ای (میانگین ± SD) بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه تجن (تابستان ۱۳۸۹)

گروه تغذیه ای / ایستگاه	CF	CG	CG/SCR	PRD	PRD/CG	SCR
۱	B ۲۵۰ ±۱۷/۳^{b}	C ۵۴۰ ±۳۲/۱^{a}	۴۸۰ ±۳۰/۵^{a}	B ۱۰ ±۲/۵۱^{c}	A ۸۰ ±۵/۲۹^{c}	۰
۲	B ۱۸۰ ±۵/۷۷^{c}	B ۹۱۰ ±۶۲/۴^{a}	۴۷۰ ±۳۲/۱^{b}	۰	B ۳۰ ±۵/۵۴^{c}	۰
۳	C ۷۰ ±۹/۸۶^{c}	A ۱۵۷۰ ±۸۱/۴^{a}	۴۱۰ ±۵۲/۲^{b}	۰	۰	۰
۴	A ۳۶۰ ±۲۶/۴^{b}	C ۵۵۰ ±۳۷/۸^{a}	۵۲۰ ±۲۳^{a}	A ۴۰ ±۵/۲۹^{c}	B ۱۰ ±۱/۵۲^{c}	۰
۵	C ۸۰ ±۱۰/۴^{c}	B ۱۱۰۰ ±۵۶/۸^{a}	۴۶۰ ±۱۶/۷^{b}	۰	۰	۰

تذکر: حروف کوچک مشابه، نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در گروه‌های تغذیه‌ای مختلف و حروف بزرگ مشابه، نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در ایستگاه‌های مختلف است.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

در بررسی گروه‌های تغذیه‌ای ایستگاه‌ها در فصل تابستان، بین فراوانی گروه‌های تغذیه‌ای CF با گروه‌های CG و CG/SCR در ایستگاه‌های ۱ و ۴ اختلاف معنی‌داری مشاهده شد ($P \leq ۰/۰۵$). هر سه گروه تغذیه‌ای در ایستگاه‌های ۲، ۳ و ۵ اختلاف معنی‌داری با هم داشتند ($P \leq ۰/۰۵$).

در فصل پاییز کمترین و بیشترین فراوانی گروه‌های تغذیه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی مربوط به گروه‌های CF و CG بود که در ایستگاه ۵ مشاهده شد. گروه تغذیه‌ای CF در ایستگاه‌های ۴ و ۵ به ترتیب کمترین و بیشترین فراوانی را نشان داد. گروه تغذیه‌ای CG در ایستگاه‌های ۱ و ۵ به ترتیب دارای کمترین و بیشترین فراوانی بوده و گروه تغذیه‌ای CG/SCR در ایستگاه ۵ بیشترین فراوانی را نشان داد. در بررسی گروه‌های تغذیه‌ای در فصل پاییز بین این سه گروه تغذیه‌ای (CG/SCR، CF و CG) در ایستگاه‌های ۳ و ۵ اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد ($P \leq ۰/۰۵$). گروه CF با گروه‌های CG و CG/SCR در ایستگاه ۱ و گروه CG با گروه‌های و G/SCR در ایستگاه ۲ دارای اختلاف معنی‌دار بودند ($P \leq ۰/۰۵$)، اما در ایستگاه ۴ اختلاف معنی داری مشاهده نشد (جدول ۳).

جدول ۳- فراوانی گروه های تغذیه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی (میانگین ± SD)
در ایستگاه های مطالعاتی رودخانه تجن (پاییز ۱۳۸۹)

گروه تغذیه ای / ایستگاه	CF	CG	CG/SCR	PRD	PRD/CG	SCR
۱	B ۲۰۰ ±۹/۲۹^{b}	C ۳۵۰ ±۹/۸۴^{a}	B ۳۴۰ ±۱۰/۴^{a}	۸۰ ±۵/۲۹^{c}	۰	۳۰ ±۲/۸۸^{c}
۲	A ۳۳۰ ±۱۱/۵^{b}	B ۸۴۰ ±۱۳/۷^{a}	B ۴۳۰ ±۱۰/۴^{b}	۰	۰	۰
۳	B ۱۷۰ ±۱۲^{c}	AB ۹۴۰ ±۲۳/۶^{a}	B ۴۲۰ ±۱۵/۵^{b}	۰	۰	۰
۴	A ۴۲۰ ±۲۳/۶^{a}	C ۳۵۰ ±۱۴/۷^{a}	B ۳۵۰ ±۷/۵۷^{a}	۰	۰	۵۰ ±۶/۴۲^{b}
۵	B ۱۵۰ ±۱۰/۵^{c}	A ۱۰۹۰ ±۵۵^{a}	A ۶۰۰ ±۱۸/۷^{b}	۰	۰	۰

تذکر: حروف کوچک مشابه، نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در گروه‌های تغذیه‌ای مختلف و حروف بزرگ مشابه، نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در ایستگاه‌های مختلف است.

کمترین و بیشترین فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی در فصل زمستان مربوط به گروه‌های CF و CG بود که در ایستگاه ۵ مشاهده شد. در بررسی هر یک از گروه‌های تغذیه‌ای در بین ایستگاه‌ها مشاهده شد که گروه تغذیه‌ای CF در ایستگاه ۵ دارای کمترین و در ایستگاه های ۳ و ۴ دارای بیشترین فراوانی می باشد. گروه تغذیه‌ای CG در ایستگاه‌های ۱ و ۵ و گروه تغذیه‌ای CG/SCR در ایستگاه ۴ و ۳ به ترتیب کمترین و بیشترین فراوانی را داشتند. فراوانی هر سه گروه تغذیه ای در ایستگاه های ۲، ۳ و ۵ دارای اختلاف معنی‌داری با هم بودند ($P \leq ۰/۰۵$). گروه CG/SCR با گروه‌های CF و CG در ایستگاه ۱ اختلاف معنی‌داری را با هم نشان دادند ($P \leq ۰/۰۵$) (جدول ۴).

در فصل بهار کمترین و بیشترین فراوانی گروه‌های تغذیه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی مربوط به گروه‌های CG و CG/SCR بوده و به ترتیب در ایستگاه‌های ۴ و ۵ مشاهده شد. بررسی گروه‌های تغذیه‌ای در بین ایستگاه‌ها نشان داد که گروه تغذیه‌ای CF در ایستگاه‌های ۱ و ۴، گروه تغذیه‌ای CG در ایستگاه‌های ۴ و ۵ و گروه

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

تغذیه‌ای CG/SCR در ایستگاه های ۴ و ۵ به ترتیب دارای کمترین و بیشترین فراوانی می باشند (جدول ۵).

جدول ۴- فراوانی گروه‌های تغذیه‌ای بزرگ بی مهرگان کف‌زی (میانگین ± SD) در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه تجن (زمستان ۱۳۸۹)

گروه تغذیه ای / ایستگاه	CF	CG	CG/SCR	PRD	PRD/CG	SCR
۱	A ۲۱۰ ±۸/۶۶^{b}	C ۱۷۰ ±۵/۰۳^{b}	B ۳۴۰ ±۱۳/۲^{a}	۳۰ ±۸/۱۴^{c}	۰	۲۰ ±۲/۸۸^{c}
۲	A ۲۵۰ ±۵/۲۹^{c}	B ۵۱۰ ±۲۰/۸^{a}	AB ۴۰۰ ±۱۷/۷^{b}	۰	۰	۰
۳	A ۲۸۰ ±۸/۶۲^{c}	AB ۵۸۰ ±۲۲/۵^{a}	A ۴۴۰ ±۱۱^{b}	۰	۰	۰
۴	A ۲۸۰ ±۷/۶۳^{a}	C ۲۶۰ ±۷/۶۸^{a}	B ۳۱۰ ±۶/۴۲^{a}	۵۰ ±۸/۶۶^{b}	۴۰ ±۱۲^{b}	۵۰ ±۸/۳۲^{b}
۵	B ۱۳۰ ±۱/۱۵^{c}	A ۶۶۰ ±۱۷/۵^{a}	B ۳۲۰ ±۱۵/۸^{b}	۰	۰	۰

تذکر: حروف کوچک مشابه، نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در گروه‌های تغذیه‌ای مختلف و حروف بزرگ مشابه، نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در ایستگاه‌های مختلف است.

جدول ۵- فراوانی گروه‌های تغذیه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی (میانگین ± SD) در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه تجن (بهار ۱۳۹۰)

گروه تغذیه ای	CF	CG	CG/SCR	PRD	PRD/CG	SCR
۱	C ۱۶۰ ±۲۰/۲^{c}	B ۴۴۰ ±۲۹^{a}	B ۲۸۰ ±۲۹/۶^{b}	۲۰ ±۸/۷^{d}	A ۲۸۰ ±۲۳/۳^{b}	۲۰ ±۵/۷^{d}
۲	C ۲۱۰ ±۲۳^{c}	B ۵۳۰ ±۳۴/۸^{a}	B ۳۵۰ ±۲۸/۸^{b}	۰	AB ۲۲۰ ±۲۰^{c}	۰
۳	B ۳۶۰ ±۲۹^{a}	B ۴۰۰ ±۳۷/۸^{a}	B ۴۴۰ ±۳۴/۶^{a}	۰	B ۱۸۰ ±۲/۲^{b}	۳۰ ±۶^{c}
۴	A ۵۳۰ ±۳۴/۸^{a}	C ۸۰ ±۱۷/۳^{c}	C ۱۷۰ ±۲۸/۸^{b}	۰	B ۱۶۰ ±۲۳^{b}	۱۰ ±۴/۴^{c}
۵	C ۲۰۰ ±۲۸/۸^{b}	A ۷۷۰ ±۴۳/۳^{a}	A ۷۹۰ ±۴۳/۵^{a}	۰	C ۱۰ ±۸/۸^{c}	۰

تذکر: حروف کوچک مشابه، نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در گروه‌های تغذیه‌ای مختلف و حروف بزرگ مشابه، نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در ایستگاه‌های مختلف است.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

شاخص‌های زیستی و عوامل فیزیکوشیمیایی

خلاصه‌ای از شاخص‌های زیستی و جمعیتی محاسبه شده و عوامل فیزیکوشیمیایی بدست آمده در ایستگاه در چهار فصل نمونه‌برداری در جدول ۶ آورده شده است. سطوح متفاوت متغیرهای کیفی آب نشان دهنده آلودگی آب از ایستگاه‌های بالادست به سمت پایین‌دست و در ایستگاه‌های بالادست سد نسبت به پایین‌دست آن می‌باشد که به وضوح مشاهده می شود. نتایج حاصل از محاسبه شاخص BMWP/ASPT نشان داد که ایستگاه‌های ۱ و ۴ با رتبه ۳ دارای کیفیت آب با آلودگی متوسط و ایستگاه‌های ۲، ۳ و ۵ با رتبه ۴ دارای کیفیت آب با آلودگی شدید می‌باشند (۳۲)، درحالی‌که نتایج حاصل از شاخص زیستی هیلسنهوف نشان داد که که ایستگاه ۱ و ۴ دارای وضعیت کیفی مناسب و ایستگاه‌های ۲، ۳ و ۵ دارای آلودگی متوسط هستند و مقایسه میانگین شاخص هیلسنهوف بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری نتایج مشابهی را با شاخص BMWP/ASPT نشان داد. سایر شاخص‌های زیستی نیز روند مشابهی را در افزایش آلودگی از ایستگاه‌های بالادست به سمت پایین‌دست نشان دادند (جدول ۶).

جدول ۶- میانگین (± انحراف معیار) پارامترهای محیطی و فیزیکوشیمیایی، شاخص‌های زیستی و شاخص‌های تشابه و تنوع در ایستگاه‌های نمونه‌برداری رودخانه تجن در دوره مطالعه

ایستگاه / عامل	۱	۲	۳	۴	۵
اکسیژن (میلی گرم در لیتر)	۹/۸±۰/۴	۸/۷±۰/۴	۸/۴±۰/۶	۸/۹±۰/۶	۶/۷±۰/۴
pH	۷/۵±۰/۱	۷/۷±۰/۰۹	۷/۹±۰/۴	۷/۶±۰/۲	۷/۸±۰/۲
EC (میکروموس بر سانتیمتر)	۵۵۵±۳۶/۹	۶۳۵±۳۶/۹	۸۱۵±۵۶/۶	۸۶۵±۷۹/۳	۱۵۶۰±۵۷۳/۱
شوری (ppt)	۰/۲±۰/۰۸	۰/۳	۰/۵±۰/۰۸	۰/۴۵±۰/۰۵	۰/۸۷±۰/۲
کدورت (میلی گرم در لیتر)	۳۰±۴/۰۸	۴۲±۶/۶	۵۲/۵±۱۱/۱	۴۶/۷±۴/۲	۷۷±۹/۷
TSS (میلی گرم در لیتر)	۸۸±۱۶/۵	۱۴۰/۲±۲۰/۵	۱۷۷/۵±۵۰/۷	۱۶۸/۲±۱۴/۱	۱۷۷/۲±۲۷/۸
TDS (میلی گرم در لیتر)	۳۱۶/۱±۷۰/۴	۴۲۳/۷±۱۷/۹	۷۹۰±۱۱۰/۴	۷۱۷±۹۷/۴	۹۸۲±۱۴۸/۶
دمای آب (سانتیگراد)	۱۲±۱/۴	۱۳/۲±۱/۲	۱۵/۵±۲/۳	۱۵/۸±۳/۴	۱۶/۷±۴/۱
دبی (مترمکعب بر ثانیه)	۰/۲±۰/۰۸	۰/۲±۰/۰۸	۲/۰۲±۳/۳	۱۴/۵±۸/۱	۱۳/۵±۷/۱
HFBI	۴/۲۹±۰/۲۹	۵/۰۸±۰/۴۹	۵/۰۶±۰/۵۹	۴/۳۳±۰/۴۳	۵/۵۷±۰/۳۸
BMWP/ASPT	۴/۵±۰/۵	۳/۶±۰/۵	۳/۴±۰/۸	۴/۴±۰/۸	۳/۲±۰/۲
شاخص یکنواختی (J)	۰/۳۸±۰/۸۰	۰/۵۷±۰/۰۸	۰/۶۴±۰/۱۳	۰/۵۰±۰/۰۲	۰/۶۷±۰/۰۳
شاخص مارگالف (R)	۱/۶۴±۰/۲	۰/۹۶±۰/۱	۰/۸۱±۰/۳	۱/۱۶±۰/۱	۰/۶۷±۰/۱
شاخص تنوع شانون-وینر (H)	۱/۸۶±۰/۱	۱/۵۶±۰/۱	۱/۳۸±۰/۲	۱/۶۴±۰/۱	۱/۳۴±۰/۱
شاخص سیمپسون (D)	۰/۷۹±۰/۰۱	۰/۷۳±۰/۰۴	۰/۶۷±۰/۱۲	۰/۷۶±۰/۰۳	۰/۶۷±۰/۰۲
%EPT	۶۵/۲۷ ±۷/۹۶	۴۹/۵۹ ±۸/۳۷	۴۵/۹۳ ±۱۹/۲	۷۰/۴۱ ±۹/۷۷	۴۱/۸۶ ±۹/۹۲
EPT/CHIR	۲/۳۲ ±۰/۹۲	۱/۱۵ ±۰/۳۸	۱/۱۷ ±۰/۹	۳/۲۲ ±۱/۶۶	۰/۸۲ ±۰/۳۹
غنای EPT	۸/۲۵±۱/۲۶	۳/۷۵ ±۱/۵	۳/۲۵ ±۰/۵	۵ ±۱/۴۱	۲/۷۵ ±۰/۵

تذکر: حروف کوچک مشابه، نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در گروه‌های تغذیه‌ای مختلف و حروف بزرگ مشابه، نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در ایستگاه‌های مختلف است.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

بحث

نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد که گروه تغذیه‌ای CG در ایستگاه‌هایی با آلودگی بیشتر (۲، ۳ و ۵) نسبت به ایستگاه‌های با آلودگی کمتر (۱ و ۴) دارای درصد فراوانی بیشتری بوده و همچنین گروه تغذیه‌ای CF در ایستگاه ۴ بیشترین فراوانی را نسبت به سایر ایستگاه‌ها نشان داد. بر اساس بررسی صورت گرفته در رودخانه ماین نیز فراوانی نسبی گروه‌های تغذیه‌ای Collector و Gatherer در نواحی با آلودگی شدید نسبت به گروه‌های دیگر بیشتر بدست آمد که با نتایج مطالعه حاضر مشابهت دارد (۴۴).

با توجه به سرعت و دبی و همچنین عرض کم رودخانه در ایستگاه ۴ گروه‌های تغذیه‌ای مانند راسته بال‌موی‌داران از درصد فراوانی بالاتری برخوردار بودند چرا که رفتار تغذیه‌ای این راسته از نوع CF می‌باشد. بار زیاد مواد آلی آب و انباشته شدن آن در کف رودخانه باعث افزایش گروه های CG می‌گردد که در ایستگاه ۲ و ۳ بر اثر پساب استخرهای پرورشی و در ایستگاه ۵ بر اثر پساب کارخانه صنایع چوب و کاغذ می‌باشد. مواد حاصل از فعالیت‌های متابولیک و پس مانده‌های غذایی ماهیان به صورت مواد آلی معلق، از مهمترین اجزای معلق در آب حاصل از کارگاه‌های پرورش ماهی هستند (۲۴).

خانواده Chironomidae که بیش از ۹۰ درصد از فراوانی راسته دو بالان را تشکیل می‌دهد رفتار تغذیه‌ای CG دارد، یعنی از مواد آلی موجود در بستر رودخانه استفاده می‌کند و در ایستگاه‌های با بار مواد آلی بیشتر (۲، ۳ و ۵) دارای بیشترین فراوانی بودند، اما خانواده دوم راسته دوبالان یعنی Simuliidae دارای رفتار تغذیه‌ای CF (تغذیه از مواد آلی معلق در ستون آب) می‌باشند که در ایستگاه چهارم دارای بیشترین فراوانی نسبت به ایستگاه‌های دیگر بود. گروه‌های تغذیه‌ای CF و CG به ترتیب از مواد آلی معلق در آب و بستر رودخانه تغذیه می‌کنند (۵۰).

از راسته دوبالان خانواده‌های Chironomidae، Simuliidae و Tabanidae فراوانی بیشتری را نشان دادند که این خانواده‌ها از گروه‌های مقاوم به آلودگی می‌باشند و فراوانی بالای این خانواده‌ها می‌تواند به علت فیلترکنندگی آن‌ها از مواد آلی و ریز معلق در ایستگاه‌های پایین‌دست و آلوده‌تر باشد (۵). جنس *Baetis* که از جلبک‌ها و فلور میکروبی و دامنه وسیع‌تری از مواد غذایی نسبت به دیگر گروه‌های راسته یک روزه‌ها تغذیه می‌کند، بیشترین فراوانی را در راسته یک روزه‌ها نشان داد (۱۷).

در فصول گرم سال به‌ویژه تابستان گروه‌های تغذیه‌ای بیان شده در بین ایستگاه‌ها دارای شدت تغییرات بیشتری بودند به‌طوری‌که درصد فراوانی گروهCF به نسبت فصول دیگر از کاهش معنی‌داری برخوردار بود که نشان دهنده کاهش دبی آب و کاهش بار مواد آلی معلق در آب می‌باشد، اما درصد فراوانی گروه تغذیه‌ای CG نیز بین ایستگاه‌های مختلف در فصل تابستان تغییرات بیشتری نشان داد به‌طوری‌که نسبت به فصول دیگر، بیشترین فراوانی را دارا بود. از مهم‌ترین عوامل تأثیرگزار در این افزایش، کاهش دبی آب و افزایش بار مواد آلی در بستر رودخانه‌ها می‌باشد. بیشترین میزان CG در ایستگاه ۳ در فصل تابستان مشاهده شد که علت اصلی آن بسته شدن دریچه سد تجن و کاهش شدید دبی آب می‌باشد. بیشترین تغییرات گروه تغذیه‌ای CG/SCR در بین فصول مختلف برخلاف گروه‌های قبلی، مربوط به فصل زمستان بود و میانگین فراوانی آن در فصول زمستان و بهار بیشتر از فصول تابستان و پاییز بود. با توجه به نتایج بدست آمده، در ایستگاه‌های با آلودگی بیشتر فراوانی گروه تغذیه‌ای CG نسبت به گروه‌های دیگر بیشتر بود که این نتایج با مطالعات Fries و Bowles (۲۰۰۲)، Julio (۱۹۹۲) و Loch و همکاران (۱۹۹۹) مطابقت دارد.

وجود دو استخر پرورش ماهی در قسمت‌های بالادست رودخانه تجن باعث ورود پساب‌های زیادی به رودخانه می‌شود. در ایستگاه‌های قرار گرفته پس از پساب مزارع پرورش ماهی (ایستگاه‌های ۲ و ۳) به علت دبی کم رودخانه و پساب زیاد استخرهای پرورشی، خودپالایی

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

رودخانه به شکل مطلوب صورت نمی‌گیرد، اما در قسمت پایین‌دست در سه فصل سال با توجه به دبی خوب خروجی از سد و خودپالایی رودخانه، مشکل زیست محیطی به جا نمی‌ماند، در حالی‌که در فصل تابستان به خاطر بارش کم، بسته شدن دریچه سد، پساب زیاد استخرهای پرورش ماهی و گرم شدن هوا، تهدید زیادی برای اکوسیستم پایین دست رودخانه محسوب می‌شود. مهمترین تهدید برای اکوسیستم‌های رودخانه‌ای مخصوصاً در قسمت پایین‌دست، ورود فاضلاب‌های شهری، کشاورزی و صنعتی به درون رودخانه می‌باشد. گرم شدن هوا و کاهش شدید دبی آب رودخانه، باعث ایجاد تغییر در عوامل فیزیکوشیمیایی آب از جمله کاهش اکسیژن محلول و افزایش EC، شوری، کدورت، سختی، TSS و TDS می‌گردد. در بررسی حاضر پساب‌های مزارع پرورش ماهی در قسمت بالادست و پایین‌دست سد تجن بر میزان اکسیژن محلول بی‌تأثیر نبوده و سطح پایین اکسیژن محلول در ایستگاه ۲ و ۳ نسبت به ایستگاه ۱ به علت پساب زیاد مزارع می‌باشد. قبل از ایستگاه ۴ پیوستن دو شاخه اصلی دیگر (گرم رود و سفید رود) باعث افزایش دبی و اکسیژن محلول آب نسبت به ایستگاه ۳ گردید، اما در ایستگاه آخر (۵) ورود فاضلاب‌های کشاورزی و شهری و به‌ویژه صنعتی باعث کاهش اکسیژن محلول شد که اختلاف معنی‌داری نسبت به ایستگاه‌های دیگر داشت ($P \leq ۰/۰۵$). نتایج حاصل از این بخش با مطالعات Camargo (۱۹۹۲ و ۱۹۹۴) و Camargo و همکاران (۲۰۰۴ و ۲۰۱۱) مطابقت دارد.

در این مطالعه از شاخص BMWP/ASPT به علت نبود کلید شناسایی برای گونه‌های بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی در ایران در سطح خانواده استفاده شد. میزان تحمل نسبت به شرایط محیطی در سطح خانواده وابسته به تنوع گونه‌ها و گستره تحمل افراد گونه در داخل یک خانواده می‌باشد. بنابراین مقادیر این شاخص‌ها در سطح خانواده دارای اهمیت متوسط می‌باشد (۱۰) و استفاده از این شاخص در سطح خانواده ممکن است کیفیت آب را در مقایسه با محققانی که در سطح گونه از این شاخص‌ها استفاده می‌کنند، بالاتر یا پایین‌تر نشان دهد. با این حال، استفاده از شاخص‌هایی که در سطح خانواده قابل محاسبه‌اند (مانند شاخص BMWP/ASPT و HFBI) با توجه به محاسبه آسان‌تر و نیاز به دانش تاکسونومیک کمتر، در زمانی که دسترسی به متخصصان تاکسونومی محدود است، مناسب و به صرفه‌تر می‌باشد (۱۸، ۳۴ و ۴۲).

محاسبه شاخص تنوع بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی یک ویژگی مهم ساختار اکوسیستم برای بدست آوردن شناخت مستقیم از سلامت بیولوژیک می‌باشد (۴۸). شاخص شانون - وینر می‌تواند مقادیر بین ۵-۱ را به خود اختصاص دهد و هر چقدر مقدار عددی شاخص پایین‌تر باشد نشان دهنده آلودگی بالاتر است. در این شاخص اطلاعات مربوط به تعداد گونه‌های متعلق به یک جمعیت و فراوانی نسبی آن‌ها با هم لحاظ شده و در حقیقت تخمینی از ترکیب جمعیت کف‌زیان می‌باشد (۳۱). بنابراین در بررسی حاضر با توجه به اینکه دامنه تغییرات شاخص شانون - وینر در ایستگاه‌های مطالعاتی بین ۱/۳۴ در ایستگاه ۵ تا ۱/۸۶ در ایستگاه ۱ محاسبه گردید، تمامی ایستگاه‌ها در طبقه مناسب یا با آلودگی کم قرار دارند، ضمن اینکه این شاخص به تنهایی ارزیابی دقیقی از کیفیت آب ارائه نمی‌دهد، زیرا ممکن است تنوع در یک مکان آلوده برابر یا حتی بیشتر از مکان غیر آلوده باشد ولی در اثر آلودگی زیاد، ترکیب موجودات تغییر یابد (۳۱). با توجه به نتایج بدست آمده، بیشترین مقدار شاخص شانون در ایستگاه ۱ و ۴ مشاهده شد که در ایستگاه ۴ می‌تواند به علت وارد شدن رودخانه سفیدرود به رودخانه تجن باشد. در بقیه ایستگاه‌ها از قسمت بالادست به سمت پایین مقدار شاخص کاهش یافت که با نتایج مطالعه Fries وBowles(۲۰۰۲) مشابهت دارد (۲۳). در ایستگاه ۴ با توجه به مناسب بودن کیفیت عوامل فیزیکوشیمیایی آب به دلیل ورود آب رودخانه سفیدرود، جامعه کف‌زیان همانند ایستگاه اول از تراکم بیشتری برخوردار بودند، اما گروه‌های بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی در این ایستگاه در قالب ۶ تا ۱۰ خانواده شناسایی شد که یکی از عوامل مهم و تأثیرگزار بر این

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

کاهش تنوع، سرعت آب و افزایش دبی آب رودخانه در ایستگاه مورد نظر می‌باشد، زیرا دبی تأثیر مستقیم بر کاهش جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی دارد که قابلیت زیستن در دبی بالای رودخانه را ندارند (۲، ۳ و ۳۳). رابطه بین شاخص‌های تنوع با پایداری اکوسیستم ساده نمی‌باشد، به عنوان مثال این شاخص‌ها به آلودگی فلزات سنگین حساسیت نشان نمی‌دهند، زیرا این عناصر جمعیت همه گونه‌ها را تقریباً به نسبت یکسان تحت تأثیر قرار می‌دهند (۴۴). هر چه آلودگی بالا رود از تنوع بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی کاسته شده و بر تراکم آنها افزوده می‌شود. با توجه به نتایج حاصل از بررسی شاخص‌های تنوع و عوامل کیفی آب، ایستگاه ۵ دارای بیشترین میزان آلودگی بود. در نتیجه این ایستگاه باید بیشترین فراوانی گونه‌ای را در بین ایستگاه‌های دیگر داشته باشد، اما نتایج بدست آمده این چنین نبود. به نظر می‌رسد مهمترین عامل ایجاد این کاهش، وجود پساب صنایع چوب و کاغذ در این ایستگاه مطالعاتی باشد که می‌تواند سبب ورود آلاینده‌های سمی حاصل از پساب کارخانه به رودخانه و کاهش تراکم فون کف‌زیان رودخانه گردد. غنای تاکسونی مارگالف نیز در کل دوره بررسی و در فصول مختلف سال تقریباً روند تغییراتی مشابهی را با شاخص شانون- وینر نشان داد (۴۴).

مطالعات متعددی از شاخص زیستی هلسینهوف برای طبقه بندی آلودگی آب استفاده نموده‌اند (۲۲، ۲۸، ۳۱ و ۴۶). با توجه به نتایج محاسبه شاخص هلسینهوف، ایستگاه‌های مطالعاتی در چهار طبقه کیفی خیلی خوب، خوب، متوسط و نسبتاً بد قرار گرفتند. ایستگاه‌های ۱ و ۴ جزء ایستگاه‌های با کیفیت آب خوب و ایستگاه‌های ۲، ۳ و ۵ جزء ایستگاه های با کیفیت آب متوسط طبقه‌بندی شدند. ایستگاه‌های ۲ و ۳ به جز فصل بهار که دارای کیفیت آب خوب بودند، در دیگر فصول سال کیفیت متوسطی را نشان دادند که مهمترین عامل آن ورود پساب استخرهای پرورش ماهی قزل آلای رنگین کمان می‌باشد (۵). ایستگاه ۴ در فصول تابستان و پاییز دارای کیفیت خوب و در فصول زمستان و بهار دارای کیفیت خیلی خوب از نظر شاخص زیستی هلسینهوف بود که مهمترین دلیل آن می‌تواند دبی آب رودخانه باشد (۲، ۳ و ۳۳). ایستگاه ۵ به عنوان آلوده‌ترین ایستگاه در بین تمام ایستگاه‌ها معرفی شد و اختلاف معنی‌داری را با دو ایستگاه ۱ و ۴ نشان داد ($P<۰/۰۵$). ایستگاه اول را می‌توان به عنوان ایستگاه شاهد معرفی کرد چون در منطقه جنگلی و در مکانی واقع شده که فاقد فاضلاب‌های شهری، کشاورزی و صنعتی در تمام فصول سال بوده و دارای کیفیت آبی مطلوب می‌باشد. به‌طور کلی نهرهای کوچک نواحی جنگلی بسیار نامتجانس هستند و در فواصل نزدیک به هم می‌توان مکان‌هایی از ماسه، شن و حتی سنگ‌های بزرگتر را یافت که به لحاظ ایجاد زیستگاه‌های غنی از مواد آلی مانند چوب، برگ‌ها و ذرات ریزتر برای پراکنش بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی مناسب می‌باشند (۹). این امر می‌تواند باعث اختلافات معنی‌داری بین جمعیت بزرگ بی مهرگان کف‌زی شود. متفاوت بودن گونه‌ها و میزان حضور آن‌ها در نقاط مختلف رودخانه می‌تواند با عوامل متعددی مانند ویژگی‌های زیست‌شناسی گروه‌های مختلف زیستی، ساختار بستر (۳۶)، اندازه ذرات (۲۵)، فراوانی مواد غذایی، مقدار مواد آلی و تغذیه ماهیان از موجودات کف‌زی (۳۹) و ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی حاکم بر محیط‌زیست از جمله میزان اکسیژن محلول (۱۲)، دما (۲۹) و سایر عوامل محیطی ارتباط داشته باشد.

وجود سد آبی، مزارع پرورش ماهی و فاضلاب‌های شهری و خانگی و تأثیر این عوامل بر اکوسیستم‌های آبی بر کسی پوشیده نیست، اما با مدیریت صحیح می‌توان میزان تهدیدی که به این اکوسیستم‌ها وارد می‌شود را کاهش داد. شاخص‌های زیستی با تکیه بر گروه‌های شاخص بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی، تفاوت‌های کیفی آب و زیستگاه‌ها را به خوبی نشان دادند. برآیند تغییرات ایجاد شده، در قالب تشابه شاخص‌های زیستی بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی در ایستگاه‌های مختلف، نشان دهنده آثار آلودگی ناشی از پساب‌های مزارع پرورش ماهی، فاضلاب‌های کشاورزی و صنعتی تقریباً در تمامی شاخص‌های مورد استفاده در ایستگاه‌های پایین‌دست می‌باشد. در مجموع

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

براساس نتایج بدست آمده از ترکیب شاخص‌ها، تأثیر این عوامل بر روی رودخانه تجن کاملاً مشهود بوده و ایستگاه‌هایی که تحت تأثیر پساب‌ها قرار داشتند (ایستگاه‌های ۲، ۳ و به‌ویژه ۵) نامطلوب‌ترین شرایط را از نظر آلودگی در رودخانه مورد مطالعه دارا بودند. لازم است این گونه مطالعات در سطح وسیع‌تر و با بررسی تأثیر سایر عوامل محیطی بر رودخانه تجن انجام شود تا به ادامه آلودگی رودخانه و وضعیت خودپالایی آن پی برده و براساس توان خودپالایی رودخانه، مدیریت بهتر و مناسب‌تری در این خصوص اعمال شود.

تشکر و قدردانی

در پایان از استاد محترم خانم دکتر زهره رمضان‌پور که نهایت همکاری را با اینجانب داشتند و تمامی کسانی که در انجام این تحقیق بنده را یاری نمودند کمال تقدیر و تشکر را دارم.

منابع

۱. افراز، ع و قانع ساسان سرایی. ا.، ۱۳۷۵. بررسی‌های زیستی و غیرزیستی رودخانه حویق. مرکز تحقیقات شیلات گیلان. بندر انزلی. ۶۰ ص.

۲. پذیرا، ع.، س. م. امامی، ا. کوه‌گردی، ص. وطن دوست و ر. اکرمی. ۱۳۷۸. اثر برخی عوامل محیطی بر تنوع زیستی بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه‌های دالکی و حله بوشهر. مجله شیلات ایران. سال دوم. شماره چهارم.

۳. جرجانی، س.، قلیچی، الف. و اکرمی، ر.، ۱۳۷۸. ارزیابی شاخص زیستی آلودگی و فون کفزیان نهر مادرسو پارک ملی گلستان، مجله شیلات، سال دوم شماره اول، ص ۵۲-۴۱.

۴. حافظیه، م.، ۱۳۷۹. حشرات آبزی بعنوان شاخص آلودگی آب. مجله علمی شیلات ایران. شماره ۱. سال دهم. ص. ۱۹ – ۳۶.

۵. قانع ساسان سرایی، ا.، ۱۳۸۳. شناسایی ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه چافرود در استان گیلان با توجه به برخی عوامل کیفی آب (در محدوده روستای اورمال ملال). پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه تربیت مدرس. ۹۸ ص.

۶. کمالی، م. و اسماعیلی، ع.، ۱۳۸۸. ارزیابی زیستی رودخانه لاسم شهر آمل با استفاده از ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی. مجله علوم زیستی واحد لاهیجان. سال سوم. شماره اول، ص ۶۱-۵۱.

۷. مسعودیان، م.، فلاحیان، ف.، نژاد ستاری، ط.، متاجی، ا. و خاوری‌نژاد، ر.، ۱۳۸۹. دیاتومه‌های اپیلیتیک و نقش آن در تعیین کیفیت آب رودخانه تجن، استان مازندران. مجله دانش زیستی ایران. سال چهارم. شماره چهارم، ص ۶۶-۵۷.

۸. نادری جلودار، م.، ۱۳۸۵. ارزیابی آلودگی مزارع پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان رودخانه هراز با استفاده از شاخص‌های زیستی. کنفرانس ملی علوم شیلات و آبزیان سال دوم. ص. ۴۶۵- ۴۵۲.

9. Allan, J.D., 1995. Stream EcologyStructure and Function of Running Waters. Chapman & Hall, London, 388pp.

10. 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.

11. Barbone, E., Rosati, I., Reizopoulou, S., Basset, A., 2012. Linking classification boundaries to sources of natural variability in transitional waters: A case study of benthic macroinvertebrates. Ecological Indicators 12: 105–122.

12. Brundin, I., 1957. The relation of O_2 microstarification of mud surface to the ecology of profoundalbottom fauna. Report Institute of Freshwater Research. 32: 8-12 p.

13. Camargo, J. A., 1992. Structural and trophic alterations in macrobenthic communities downstream from a fish farm outlet. Hydrobiology. 242: 41-49.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

14. Camargo, J. A., 1994. The importance of biological monitoring for the ecological risk-assessment of freshwater pollution: A case study. Environment International. 20: 229-238.

15. Camargo, J. A., Alonso, A., de la Puente, M., 2004. Millimetres assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. Environmental Monitoring and Assessment. 96: 233–249.

16.Camargo, J. A., Gonzalo, C., Alonso, A., 2011. Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates: A case study. Ecological Indicators. 11: 911-917.

17. Cummins, K. W., Merritt, R. W., 1996. Ecology and distribution of aquatic insects, 78 -86pp. In: An Introduction to the Aquatic Insects of North America) 3rd Ed (. Merritt R. W., Cummins K.W.)Eds (,Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa.

18. Czerniawska-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.

19. Davies, A., 2001. The Use and limits of various methods of sampling interpretation of benthic macroinvertebrates. Limnologica. 60:1-6.

20. Edmanson, W. T., 1959. Freshwater Biology. John Wiley and Sons. Inc, U.S.A. 1248 P.

21. Elliot, M., 2011. Marine science and management means tackling exogenic unmanaged pressures and endogenic managed pressures – a numbered guide. Mar. Pollut. Bull. (Published online).

22. Entrekin, S., Gollady, S., Ruhlman, M., and Hedman, C., 1999. Unique steep head stream segments in Southwest Georgia: Invertebrate diversity and biomonitoring. The University of Georgia, Athens., Georgia. 443 pp.

23. Fries, L. T., Bowles, D. E., 2002. Water quality and macroinvertebrate community structure associated with a sport fish hatchery. Sanmarcos. Texas. USA.

24. Gowen, R. J., Weston, D. P., Ernik, A., 1991. Aquaculture and the benthic environment: a review. In: C. B. Cowey and Cho C. Y. (Edition), Nutritional Strtegics and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Guelph, Ontario, Canada, 187-249 p.

25. Grzybkowska, M., 1989. Production estimates of the dominant of taxa Chironomidae (Diptera) in the modified, River widawka and the natural River Grabia, Central Poland. Hydrobiologia. 179: 245-59.

26. Hughes, B. D., 1978.The influence of factors other than pollution on the value of Shannon's diversity index for bentic macroinvertebrates in stream. Water Research. 12: 359.

27. Julio, A. C., 1992. Structural and trophic alteration in macrobenthic communities downstream from a fish farm outlet. Centro de Investigaciany Technologaa Del Institute Nacional de Investigaciones Agrarias (CIT-INIA). Valdeolmos, Madrid, Spain.

28. Lenat, D., 1993. A biotic index for southeastern United States, Derivation and list of values with criteria for assessing water quality ratings. JNABS. 12: 179-290.tolerance.

29. Leverson, T. M., Jessen, J., 1977. Life cycle, drift and production of Gammarus pluex L.

30. Loch, D. D., West, J. L., Perlmutter, D. G., 1999. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. Aquaculture, 147: 37-55.

31. Lydy, M. J., Crawford, C. G., Frey, J. W., 2000. A comparison of selected diversity, similary and biotic indices for detecting changes in benthic-invertebrate community structure and stream quality. Arch. Environ. Contom. Taxical. 39: 469-479.

32. Mandaville, S. M., 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwater-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax, Hali-

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

fax.

33. Mellanby, H., 1963. Animal life in freshwater, Methuen & Co Ltd. London UK. 308: 55-69 p.

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

35. Needham, J. G., 1976. A guide to the study of freshwater biology. Holden Sanfrancisco. 107 p.

36. Pan, B. Z., Wang, H. J., Liang, X. M., Wang, H. Z., 2011. Macrozoobenthos in Yangtze floodplain lakes: patterns of density, biomass, and production in relation to river connectivity. Journal of the North American Benthological Society. 30: 589-602.

37. Pennak, R.W., 1953. Freshwater invertebrates of United States. The Ronald Press Company. 769 p.

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

39. Pillaia ,P., Gonzaleza, A., Loreau, M., 2011. Met community theory explains the emergence of food web complexity. PNAS. 1: 1-6.

40. Quigley, M., 1986. Invertebrates of streams and rivers. Head of Studies in Environmental Biology. Nene College. Northampton, Edward Arnold. 83 p.

41. Romachandra, T. V., Ahalya, N., Murthy, C. R., 2005. Aquatic Ecosystems Conservation, Restoration and Management. Capital Publishing Company, New Delhi. 27-50p.

42. Rosenberg, D. M., Resh V. H., 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York. 448 p.

43. Tachet, H., Richoux, H., Richoux, P., Oumaud, M., Usseglio- Polatera, P., 2000. Invertebrates d Eau Douce. Systematique, Biologie, Ecologie. CNRS Editions Paris ISBN 2 -271 057450.

44. Taylor, B. R., Baily, R. C., 1997. Technical evaluations on methods for benthic invertebrate's data analysis and interpretation. Canada Center for Mineral and Energy Technology. 555 Booth Street. Ottawa Ontario, KIAOGI.

45. Varnosfaderany, M. N., Ebrahimi, E., Mirghaffary, N., Safyanian, A., 2010. Biological assessment of the Zayandeh Rud River, Iran, using benthic macroinvertebrates. Limnologica 40: 226–232.

46. Voelker, D. C., Renn, D. E., 2000. Benthic invertebrates and quality of streambed sediments in the White River and selected tributaries in and near Indiannapolis, Indiana. USGS Science for a Changing World. 55 p.

47. Walley, W. J., Hawke's, H. A., 1996. A computer-based reappraisal of the biological monitoring working party score system using data from the 1990 river quality survey of England and Wales. Water Research. 30: 2086 –2094.

48. Washington, H. G., 2003. Diversity, biotic, similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Research. 18: 653-694.

49. Washington, H. G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Research. 18: 653–694.

50. Williams, D. D, Blair, W. F., 1992. Aquatic insects. Division of Life Sciences, Scarborough Campus, University of Toronto, Canada.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]

Ecological assessment of the Tajan river using feeding groups of benthic macroinvertebrates and biotic indices

M. Sharifinia[1*], N. J. Imanpour[2], M. A. Bozorgi[1]

Abstract

One of the best practical methods to understand ecological status of a water body and determine impacts of human intervention in reducing water quality is using benthic macroinvertebrates as assessment tools for monitoring their biological integrity and health. The Tajan River is one of the rivers of Caspian Southern sub-basin that drains the Caspian Sea. Macroinvertebrate samples were taken using Surber's sampler (40 x 40 cm and 100µ mesh size) in 45 day intervals with 3 replicates in each sampling site for a period of one year (May 2010 to May 2011). The collected organisms were preserved in 4% formalin solution and transferred to the laboratory for identification and counting. Six different functional feeding groups of macroinvertebrate e.g. Collector-gathering, Collector-filtering, Predator, Collector-gathering /Scraper, Predator/ Collector-gathering and Scraper were determined. Feeding groups of Collector-gathering, Collector-filtering and Collector-gathering /Scraper were relatively dominant in comparison to other groups. Groups of Collector-filtering and Collector-gathering were dominant in slightly and heavily polluted stations, respectively. In this study population structure measures including abundance, EPT percent and the EPT and EPT/CHIR indics were mearsured. Species diversity, species richness were also determined using Shannon- Weiner, Margalef and Jacard indics. The minimum and maximum values of Hilsenhoff biotic index were observedin stations 1 (4.29) and 5 (5.57), respectively. Moreover, the highest and lowest values of BMWP/ASPT were observed in station 1 (4.51) and 5 (3.25), respectively. Evaluation of indicators revealed less water quality at stations 2, 3 and 5 which located at the lowermost of fish farms and effluent of factory. This reduction might be implicated to the effluents of water damps from fish farms running into the stream as diversity and total abundance (%) of sociable macroinvertebrates decreased and that of resistant macrofauna increased due to water pollution. Hence, from the obtained results, this can be concluded that the use of benthic macroinvertebrates as bioindicator for the assessment of water quality of the stream is desirable.

Key words: River pollution, Macro-invertebrates, Biomonitoring, Effluent, Hilsenhoff index.

1. MSc of Aquatic Ecology, Department of Fishery, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Iran

*Corresponding author: Email: moslem.sharifinia@yahoo.com

2. Assistant Professor of Running Water Ecology, Department of Fishery, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Iran

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-19]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.1.7.9]