University of Guilan with collaboration of Iranian Aquaculture Society

Aquatic Animals Nutrition

Vol. 9, No. 2, 2023, pages: 9-24
DOI: 10.22124/janb.2023.24201.1199

Species diversity of macrobenthos as live food in the ecosystem of Fusheh River, Northern Iran

Atefeh Razi Rasht Aabadi, Javid Imanpour Namin, Masoud Sattari
Fisheries Department, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Sowmeh Sara, Iran

Received 25 April 2023 | Revised 28 June 2023 | Accepted 01 July 2023

KEYWORDS

EPT
Surber sampler
Simulium sp.
Hydropsychae sp.
Baetis sp.

ABSTRACT

Species diversity of macrobenthos in Fusheh River, in Guilan Province, North Iran was studied and biological indices developed based on macroinvertebrates were used to evaluate the health status of the river. Macrobenthos sampling in the river was carried out at 4 stations on a monthly basis beginning from May to December 2016 using a Sorber sampler (mesh size of 300 µm and surface area of 900 cm^2) with three repetitions. The sampled macrobenthos were preserved in 96% ethanol and transported to the laboratory for identification. A total of 4928 individuals from two phyla of Arthropoda and Annelida, three classes of insects (Insecta), crustaceans (Crustacea) and Clitellata as well as 8 orders (including Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera, Diptera, Coleoptera and Haplotaxida) along with 25 families and 31 genera were identified. The most abundant genera were *Simulium* sp. (35.84-46.65%), *Hydropsychae* sp. (15.79-33.36%) and *Baetis* sp. (7.87-17.66%). Parameters of total abundance, EPT richness, EPT percentage and EPT/CHIR ratio were also calculated. The EPT richness showed a significant difference in monthly samplings ($p<0.05$). The presence of species sensitive to pollution such as *Perla* sp., *Isoperla* sp., *Chloroperla* sp., *Oligoneuriella* sp., *Heptagenia* sp., *Rithrogena* sp., *Epeorus* sp., *Rhyacophila* sp. and *Philorus* sp. belonging to orders Trichoptera, Plecoptera and Ephemeroptera exhibits both the good quality of river water and the desirability of species and genera as natural food for the river fish species.

*Corresponding author: javidiman@gmail.com

دانشگاه گیلان با مشارکت انجمن آبزی‌پروری ایران

تغذیه آبزیان

سال نهم، شماره دوم، تیر ۱۴۰۲، صفحات ۲۴-۹

DOI: 10.22124/janb.2023.24201.1199

"مقاله پژوهشی"

مطالعه تنوع گونه ای ماکرو بنتوزها به عنوان غذای زنده در اکوسیستم رودخانه فوشه، شمال ایران

عاطفه رضی رشت آبادی، جاوید ایمانپور نمین*، مسعود ستاری

گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه گیلان، صومعه سرا، گیلان

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۲/۰۵ تاریخ بازنگری: ۱۴۰۲/۰۴/۰۷ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۴/۱۰

چکیده

تنوع گونه‌ای ماکروبنتوزهای رودخانه فوشه در استان گیلان بررسی و از شاخص‌های زیستی که بر اساس ماکروبنتوزها طراحی شده‌اند، برای ارزیابی سلامت رودخانه استفاده شد. نمونه‌برداری از ماکروبنتوزهای رودخانه در ۴ ایستگاه به صورت ماهیانه در سال ۱۳۹۶ توسط نمونه‌بردار سوربر سمپلر (چشمه ۳۰۰µ و مساحت ۹۰۰cm^2) در ۳ تکرار انجام شد. ماکروبنتوزهای نمونه‌برداری شده در اتانول ۹۶٪ تثبیت و به آزمایشگاه منتقل و شناسایی شدند. تعداد ۴۹۲۸ نمونه از دو شـاخه شامل بندپایان (Arthropoda) و کرم‌های حلقوی (Annelida)؛ سه رده شامل حشرات (Insecta)، سخت پوستان (Crustacea) و Clitellata و همچنین ۸ راسته (Ephemeroptera، Trichoptera، Plecoptera، Diptera، Coleoptera، Amphipoda و Haplotaxida) و ۲۵ خانواده و ۳۱ جنس شناسایی شدند. فراوان-ترین جنس‌ها *Simulium* sp. (۳۵/۸۴ تا ۴۶/۶۵٪)، *Hydropsychae* sp. (۱۵/۷۹ تا ۳۳/۳۶٪) و *Baetis* sp. (۷/۸۷ تا ۱۷/۶۶٪) بودند. فراسنجه‌های فراوانی کل، غنای EPT، درصد EPT و نسبت EPT/CHIR محاسبه شدند. غنای EPT در ماه‌های نمونه‌برداری، اختلاف معنی‌دار نشان داد ($p<0/05$). وجود گونه‌های حساس به آلودگی مانند *Perla* sp.، *Isoperla* sp.، *Chloroperla* sp.، *Oligoneuriella* sp.، *Heptagenia* sp.، *Rithrogena* sp.، *Epeorus* sp.، *Rhyacophila* sp. و *Philorus* sp. از راسته‌های Trichoptera، Plecoptera و Ephemeroptera هم نشان-دهنده کیفیت خوب آب رودخانه و هم مطلوبیت این گونه‌ها و جنس‌ها به عنوان غذای طبیعی ماهیان رودخانه‌ای است.

کلمات کلیدی

EPT

سوربر سمپلر

Simulium sp.

Hydropsychae sp.

Baetis sp.

نویسنده مسئول: javidiman@gmail.com

مقدمه

تأمین آب شیرین در بسیاری از نقاط جهان تبدیل به چالشی بزرگ شده و بسیاری از منابع آن بسیار محدود شده و یا در معرض خطر هستند (Ferreira et al. 2017). دارا بودن منابع غنی و سالم آب شیرین یکی از پیش‌نیازهای توسعه پایدار است. استفاده از همین منابع محدود آب شیرین نیز مستلزم آن است که شاخص‌های کمی و کیفی آنها مطلوب و متناسب با استانداردهای جهانی باشد. افزایش جمعیت به خصوص در مجاورت رودخانه‌ها باعث شده که بسیاری از رودخانه‌ها به شدت تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار گرفته و شرایط لازم برای استفاده انسانی را از دست بدهند (Dos Santos et al. 2011; Pander and Geist, 2013). از آنجا که رودخانه‌ها در درازای حوضه آبخیز جریان داشته و منعکس‌کننده فعل و انفعالات در آن هستند، لذا سلامت رودخانه‌ها نشان‌دهنده پایداری بوم‌شناختی است (Munyika et al. 2014). در بیشتر موارد آلودگی آب رودخانه‌ها مستقیماً تابعی از فعالیت‌های انسانی است، زیرا رودخانه‌ها مسیرهای طولانی را از شهرها، روستاها و مناطق صنعتی و کشاورزی طی کرده و هر گونه آشفتگی ناشی از فعالیت‌های انسانی را در خود منعکس می‌کنند (Sharma and chowdhary, 2011).

در چند دهه گذشته روش‌ها و مدل‌های مختلفی برای ارزیابی سلامت سازگان لوتیک ارائه شده است که هر کدام دارای مزایا و معایبی هستند (Stefanidis et al. 2016). روش قدیمی و متداول ارزیابی کیفی بدنه‌های آبی، نمونه‌برداری از فراسنجه‌های مختلف و اندازه‌گیری فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی و شناسایی موجودات زنده است که مستلزم هزینه های قابل توجه بوده و وضعیت سازگان را تنها در لحظه نمونه-برداری به تصویر می‌کشد. بدیهی است که مختصات فیزیکی و شیمیایی و احیاناً بار آلودگی رودخانه ممکن است تفاوت های فاحشی در زمان‌های مختلف نشان دهد (Payakka and Prommi, 2014). لذا این مدل ارزیابی به رغم دقت و صحت آن، وضعیت رودخانه یا بدنه آبی را تنها در زمان نمونه‌برداری نشان می‌دهد و اطلاعاتی در مورد پیشینه وضعیت مشاهده شده به دست نمی‌دهد. بنابراین، امروزه از آبزیان، به عنوان شاخص های زیستی کیفیت آب استفاده می‌کنند که از مناسب‌ترین روش‌های علمی با توجیه اقتصادی برای مطالعه کیفی بوم‌سازگان آبی و درک تأثیر فعالیت‌های انسانی بر کیفیت آب است (Elliot, 2011).

استفاده از شاخص‌های زیستی برای اولین بار در اوایل قرن بیستم در اروپا شروع شد که طی آن از درشت‌بی‌مهرگان کفزی، ماهی‌ها و پریفیتون‌ها به‌عنوان شاخص تعیین کیفیت آب استفاده شد. از آنجا که ماکروبنتوزها بخشی از زندگی خود را به خصوص در مرحله نوزادی در محیط‌های آبی به‌سر می‌برند. بنابراین، برای ارزیابی زیستی این بدنه‌های آبی بسیار مناسب هستند (Prouty et al. 2016). این گروه، سطح دوم و سوم زنجیره غذایی سازگان رودخانه‌ای را تشکیل می-دهند و می‌توان آنها را شاخصی برای تخمین تولید کل بوم-سازگان و سنجش کیفیت آب محسوب کرد. ماکروبنتوزها در چرخه مواد مغذی از طریق شکستن مکانیکی قطعات مواد آلی مانند برگ‌ها و دیگر ترکیبات آلی و افزایش سطح تماس باکتری‌ها و دیگر تجزیه‌کنندگان با این مواد آلی در آزاد شدن و چرخه مجدد فسفر و نیتروژن نقش دارند (Feminella, 1999). ماکروبنتوزها با تغذیه از دتریتوس‌ها و دیگر مواد آلی بستر، این مواد را به ترکیبات پروتئینی تبدیل می‌کنند که به سطوح بالاتر زنجیره غذایی منتقل می‌شود (Bretechko, 1995). این موجودات زنده نشانگرهای مناسبی برای ارزیابی وضعیت بوم‌سازگان آبی هستند (Tolonen et al. 2001; Tchakonté et al. 2014) و نه تنها ارزیابی مستقیمی از شرایط کیفی محیط آبی را به‌دست می‌دهند، بلکه می‌توانند آشفتگی‌های مزمن ناشی از فعالیت‌های انسانی و طبیعی را نیز منعکس کنند (Dos Santos et al. 2011). رودخانه‌ها و جویبارهایی که در معرض آلودگی شدید هستند، تنوع جانوری کمتری دارند و گونه‌های مقاوم در آن‌ها غالبیت دارند (Serra et al. 2016; Boehme et al. 2016; Stefanidis et al. 2016; Cao et al. 2016).

یکی از شاخص‌هایی که بر اساس استفاده از ماکروبنتوزها استوار است، شاخص EPT است که روی سه راسته حساس از حشرات تأکید دارد و الگوی مناسبی از روند تغییرات و استرس‌های وارده را بر بوم‌سازگان ارائه می‌دهد (Dos Santos et al. 2011). این نمایه از شمارش مجموع موجودات زنده متعلق به راسته‌های زودمیران یا یک‌روزه‌ها

(Ephemeroptera)، بهاره‌ها یا بال‌چین‌خورده‌ها (Plecoptera) و بال‌مویی‌داران (Trichoptera) به‌دست می‌آید. نمایه EPT غنای گونه‌ها را در این سه راسته نشان می‌دهد. با افزایش کیفیت آب، جمعیت این نمایه باید افزایش یابد (Serra et al. 2016). تعدادی از افراد متعلق به راسته یک‌روزه‌ها (Ephemeroptera)، حساسیت زیادی نسبت به آلودگی دارند و به عنوان موجودات شاخص زیستی محسوب می‌شوند (Dos Santos et al. 2011). گونه‌های متعلق به راسته بهاره‌ها (Plecoptera) در زمان نوزادی در تمامی زیستگاه‌های آب شیرین وجود دارند و بسیاری از آن‌ها در گروه موجودات زیست‌شاخص (bio-indicator) کیفی آب محسوب می شوند. آنها شاخصی برای آب‌های تمیز، و غذای مناسبی برای دیگر موجودات هستند (Serra et al. 2016). افراد راسته بال‌مویی‌داران (Trichoptera) نیز شاخص محیط‌های تمیز با اکسیژن بالا هستند (Boehme et al. 2016).

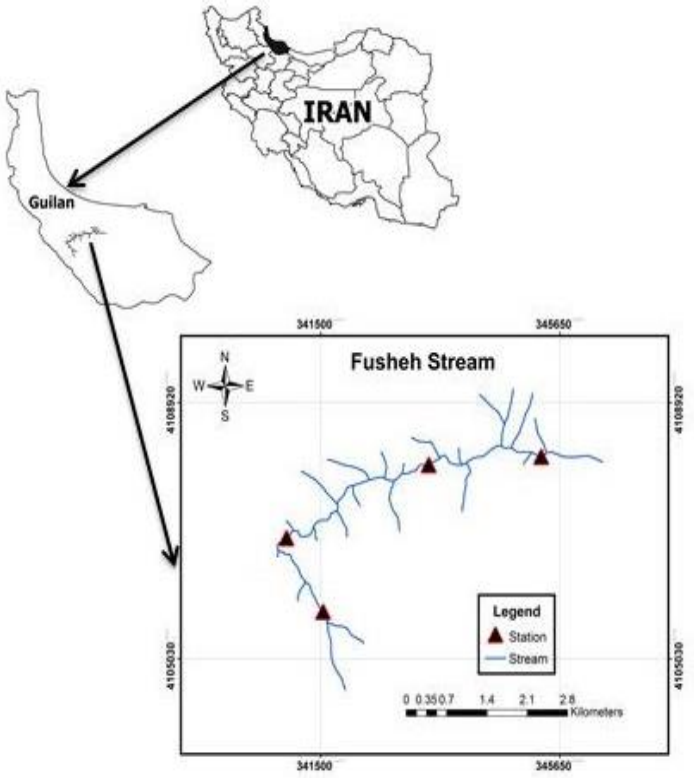
رودخانه فوشه در استان گیلان و اطراف شهر فومن قرار گرفته و در امتداد رودخانه قلعه‌رودخان جریان دارد. از نظر بوم-شناختی همانند هر رودخانه و جویبار دیگری، این رودخانه نیز در حفظ تنوع زیستی و تأمین زیستگاه برای بی‌مهرگان، ماهیان، پرندگان آبچر و حتی پستانداران کنار آبزی نقش حیاتی ایفا می‌کند. با توجه به اینکه در مقایسه با رودخانه مجاور خود، یعنی قلعه‌رودخان، چندان تحت تأثیر فعالیت های انسانی قرار نگرفته، لذا می‌توان از آن به‌عنوان مرجع برای مطالعه جویبارها و رودخانه‌های مجاور استفاده کرد. از نظر اقتصادی با توجه به اینکه حاشیه رودخانه حالت جلگه‌ای ندارد، بنابراین، فعالیت کشاورزی محدود بوده و در نتیجه، بار ورودی آلودگی ناشی از کاربرد کود و سم در آن پایین هست. در بخشی از مسیر خود در پایین دست برای آبیاری مزارع استفاده می‌شود. البته در سال‌های اخیر توجه زیادی به فعالیت‌های مرتبط با توریسم و گردشگری معطوف شده است و از حالت بکری که در چند سال گذشته داشت، به‌دلیل فعالیت‌های محدود ساختمان‌سازی، دخالت‌های انسانی در بستر رودخانه و ورود مقداری پساب کشاورزی به‌خصوص در پایین دست و فاضلاب خانوارهای روستایی دچار مقداری آشفتگی شده است. پژوهش حاضر با هدف تعیین کیفیت و سلامت آب و بوم‌سازگان رودخانه فوشه با استفاده از شاخص-های زیستی انجام شد.

مواد و روش‌ها

موقعیت مکانی ایستگاه ها

مطالعه حاضر بر روی فون بی‌مهرگان کفزی رودخانه فوشه انجام شد. روستای فوشه در ۲۲ کیلومتری جنوب غربی شهرستان فومن در استان گیلان قرار گرفته است و حدود ۴ کیلومتر با روستای قلعه‌رودخان فاصله دارد. مختصات جغرافیایی آن ۴۹ درجه و ۶ دقیقه و ۳۱ ثانیه تا ۴۹ درجه و ۱۷ دقیقه طول شرقی و در ۳۷ درجه تا ۳۷ درجه و ۷ دقیقه و ۲۷ ثانیه عرض شمالی قرار گرفته است (شکل ۱). فوشه از قسمت جنوب و جنوب غربی و غرب به جنگل‌ها و ارتفاعات و کوهستان‌های زیبا و از شرق و شمال شرقی به روستای حیدرآلات و قلعه‌رودخان منتهی می‌شود.

برای انجام بررسی از پروتکل Rapid (RBPs) Bioassessment Protocols که توسط EPA آمریکا برای ارزیابی آب‌های جاری و سطحی ارائه شده، استفاده شد. بر این اساس و با در نظر گرفتن فراسنجه‌های ارتفاع از سطح دریا، جنس بستر، دبی آب، مکان تخلیه فاضلاب‌های روستایی، باغات و زمین‌های کشاورزی و همچنین، پوشش گیاهی طبیعی در حاشیه رودخانه، تعداد ۴ ایستگاه در مسیر رودخانه برای نمونه‌برداری انتخاب شد (Durán et al. 2013). مجموعه ایستگاه‌ها با توجه به دو ایستگاه در بالادست و دو ایستگاه در پایین دست تقسیم بندی شدند.



شکل ۱ موقعیت ایستگاه های مورد مطالعه در رودخانه فوشه (استان گیلان)

نمونه برداری از ماکروبنتوزها

نمونه برداری از ماکروبنتوزها با توجه به دستورالعمل پروتکل ارزیابی زیستی سریع (RBPs: Rapid Bioassessment Protocols) برای آب های جاری و سطحی ارائه شده توسط EPA آمریکا، با استفاده از تور نمونه برداری سوربر سمپلر با اندازه چشمه ۳۰۰ µ و مساحت ۹۰۰ cm^2 به‌صورت ماهانه در سال ۱۳۹۶ در ۴ ایستگاه (۲ ایستگاه در بالادست و ۲ ایستگاه در پایین دست) با ۳ تکرار از ۳ نقطه رودخانه، در کناره‌ها و وسط در مسیری به درازای ۱۰۰ متر انجام شد. به دلیل شرایط آب و هوایی نامناسب در فصل زمستان، از جمله بارش شدید برف، سیلابی شدن رودخانه، تخریب پل‌ها و مسدود بودن مسیرهای برخی از ایستگاه‌های مورد نظر رودخانه، از نمونه‌برداری یک‌ساله صرف‌نظر شد. برای برداشت نمونه‌های ماکروبنتوز از نمونه‌بردار سوربر استفاده شد و نمونه پس از جمع‌آوری و تثبیت در اتانول ۹۶٪ به آزمایشگاه دانشکده منابع طبیعی دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا منتقل شدند. مواد و موجودات کفزی جمع‌آوری‌شده از هر ظرف نمونه، به داخل الک آزمایشگاهی با قطر چشمه ۵۰۰ میکرون منتقل، و تا شسته شدن ذرات ریز مواد آلی و اتانول در زیر جریان ملایم آب قرار داده شدند. سپس، محتویات الک به داخل سینی منتقل، و در زیر نور از مواد زمینه جداسازی شدند. نمونه‌ها با استفاده از لوپ آزمایشگاهی و کلیدهای شناسایی (Pennak, 1978; Imanpour, 2004; Ming-chin, 2018) تا پایین‌ترین رده ممکن (خانواده و جنس) شناسایی شد و برای تهیه عکس و اسلاید در اتانول ۹۶٪ نگهداری شدند.

شاخص غنای EPT

برای محاسبه غنای EPT، تعداد جنس راسته‌های Plecoptera، Trichoptera و Ephemeroptera در هر واحد نمونه‌گیری استفاده شد. مجموع فراوانی افراد متعلق به این سه راسته نیز برآورد شد (Voelker and Renn, 2000; Navis and Gillies, 2001).

شاخص درصد EPT

برای محاسبه درصد EPT فراوانی مجموع افراد متعلق به راسته‌های EPT به فراوانی کل افراد به‌دست آمد (Loch et al. 1999; Navis and Gillies, 2001).

شاخص EPT/Chiro

برای محاسبه شاخص EPT/CHIR فراوانی مجموع افراد متعلق به راسته‌های EPT به فراوانی کل افراد متعلق به خانواده Chironomidae به‌دست آمد (Loch et al. 1999; Navis and Gillies, 2001).

تجزیه و تحلیل آماری

تجزیه و تحلیل نتایج به دست آمده از نمونه‌برداری‌ها با استفاده از نرم افزار آماری SPSS22 انجام شد. ابتدا به روش کولموگروف-اسمیرنوف، نرمال‌سازی سازی داده‌ها بررسی شد و سپس اختلاف بین ایستگاه‌ها و ماه‌های نمونه‌برداری‌شده با فراوانی ماکروبنتوزها با استفاده از آزمون واریانس یکطرفه (One-way ANOVA) و برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون Tukey استفاده شد. همچنین، محاسبه داده‌ها و ترسیم نمودارها با نرم افزار Excel 2016 انجام شد.

نتایج

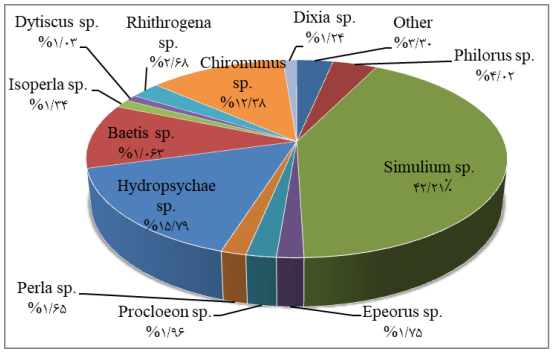
طی هشت ماه نمونه‌برداری از رودخانه فوشه در مجموع تعداد ۴۹۲۸ عدد نمونه ماکروبنتوز شامل ۳۱ جنس، ۲۶ خانواده، ۸ راسته، ۳ رده و ۲ شاخه شناسایی شدند. از بین ۸ راسته شناسایی شده در ایستگاه های نمونه‌برداری ۵ راسته از حشرات آبزی بودند که شامل دوبالان (Diptera) با ۹ خانواده و ۱۰ جنس، بال‌موی‌داران (Trichoptera) با ۳ خانواده و ۳ جنس، یک‌روزه‌ها (Ephemeroptera) با ۶ خانواده و ۱۱ جنس، بهاره‌ها (Plecoptera) با ۳ خانواده و ۳ جنس و قاب‌بالان (Coleoptera) با ۱ خانواده و ۱ جنس بودند. یک راسته از ناجورپایان (Amphipoda) و یک راسته از ده‌پایان (Decapoda) و یک راسته از کرم‌ها (Haplotaxida) نیز مشاهده شد. بیشینه و کمینه فراوانی کفزیان به ترتیب در ایستگاه ۳ در ماه آذر و در ایستگاه ۴ در ماه مهر مشاهده شد. جنس *Hydropsychae* sp. از راسته بال‌موی‌داران و جنس *Baetis* sp. از راسته یک-روزه‌ها غالبیت رودخانه فوشه را تشکیل دادند (شکل ۲).

(الف) جنس ***Hydropsychae* sp.** از راسته بال موداران

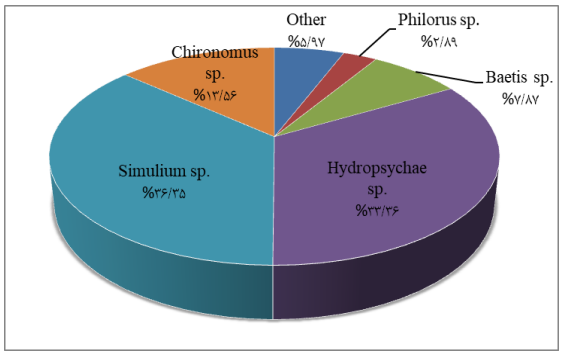
(ب) جنس ***Simulium* sp.** از راسته دوبالان

(پ) جنس *Baetis* sp. از راسته یک روزه ها

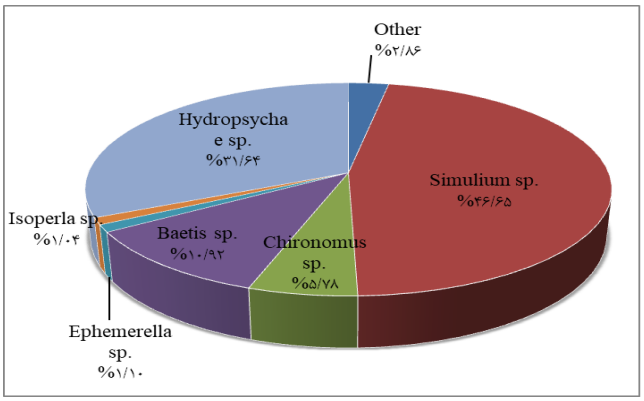
شکل ۲ ماکروبنتوزهای غالب شناسایی شده در رودخانه فوشه



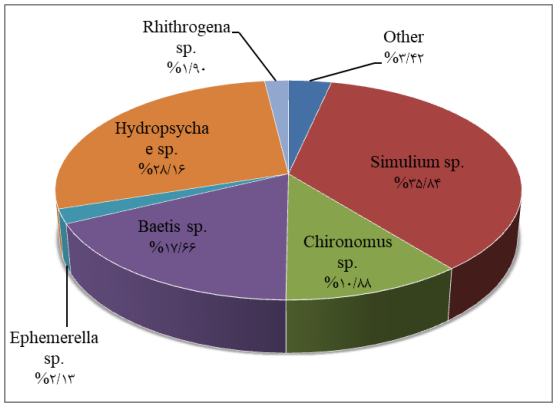
شکل ۳ درصد فراوانی ماکروبنتوزهای شناسایی شده در ایستگاه ۱



شکل ۴ درصد فراوانی ماکروبنتوزهای شناسایی شده در ایستگاه۲



شکل ۵ درصد فراوانی ماکروبنتوزهای شناسایی شده در ایستگاه۳



شکل ۶ درصد فراوانی ماکروبنتوزهای شناسایی شده در ایستگاه ۴

در ایستگاه ۱ تعداد ۹۶۹ عـدد نمونـه از ماکـروبنتوزها جمع-آوری شد. بیشترین فراوانی ماکروبنتوزها در این ایستگاه و در ماه آذر شناسایی شد. در ایستگاه ۲ تعداد ۱۱۰۶ نمونه بنتوز جمع آوری شد که بالاترین فراوانی را به ترتیب *Simulium* sp.، *Hydropsychae* sp.، *Chironomus* sp.، *Baetis* sp. و *Philorus* sp. داشتند. جنس *Tipula* sp. دارای کمینه فراوانی بود و تنها در مردادماه مشاهده شد (شکل ۲). جنس *Nigrobaetis* sp. در ایستگاه ۲ به‌صورت تصادفی یکبار مشاهده شد، اما در ایستگاه‌های دیگر مشاهده نشد. در این بررسی، بالاترین فراوانی در ایستگاه ۲ و در ماه آبان و آذر ثبت شد. در ایستگاه ۳ تعداد ۱۵۳۹ نمونه جمع‌آوری شد که بیشینه فراوانی به-

ترتیب مربوط به *Hydropsychae* sp.، *Simulium* sp.، *Baetis* sp.، *Chironomus* sp. و *Ephemerella* sp. بود. پایین‌ترین فراوانی جنس‌ها مربوط به *Potamon fluviatile*، *Rhyacophila* sp. بود (شکل ۳) و جنس *Hemerodromia* sp. که تنها در ایستگاه ۳ (شکل ۴) و در تیر ماه مشاهده شد. در ایستگاه ۴ تعداد ۱۳۱۴ نمونه بنتوز جمع‌آوری و شناسایی شد که فراوان‌ترین ماکروبنتوزها *Hydropsychae* sp.، *Simulium* sp.، *Baetis* sp، *Chironomus* sp. و *Ephemerella* sp. بودند. کمترین فراوانی مربوط به *Heptagenia* sp.، *Epeorus* sp.، *Tipula* sp.، *Potamon fluviatile* که به صورت معدود در بعضی از ماه‌ها مشاهده شدند، *Hexatoma* sp. و *Oligoneuriella* sp. جنس‌هایی بودند که به‌ترتیب در اردیبهشت و مرداد ماه و تنها در ایستگاه ۴ شناسایی شدند (شکل ۵). علت وفور جنس *Simulium* sp. در ایستگاه‌ها به دلایل وجود مواد آلی زیاد در بستر و مشاهده پریفیتون‌ها به صورت توده‌ای به‌خصوص در ماه آبان و آذر باعث فراوانی بیش از حد جنس‌های مقاوم به آلودگی از جمله جنس *Simulium* sp. شده بود. با وجود این، گونه‌های بسیار حساس به آلودگی از جمله *Perla* sp.، *Philorus* sp.، *Rithrogena* sp.، *Epeorus* sp.، *Isoperla* sp. و *Ephemerella* sp. که نیاز اکسیژنی بالایی دارند، در ایستگاه‌های مورد نظر مشاهده شد. در ایستگاه‌های پایین دست، جریان کند بعضی از قسمت‌های رودخانه، فعالیت های انسانی، کشاورزی، روستایی و عملیات ساختمان‌سازی در مسیر رودخانه، در برآورد کلی، سبب بی‌نظمی در ساختار بوم سازگان شد و بر روی ارزیابی هشت‌ماهه رودخانه تأثیراتی گذاشت. بر اساس بررسی‌های کمی و نتایج حاصل از آزمون واریانس یکطرفه فراوانی یا تراکم ماکروبنتوزها بین ایستگاه-های مختلف نمونه‌برداری، اختلاف معنی‌داری نداشت ($p>0/05$). همچنین، از مقایسه بین هشت ماه نمونه‌برداری نشان داد که ماه اردیبهشت و تیر با آذرماه، ماه مهر با آبان و آذر ماه دارای اخـتلاف معنی‌دار ($p<0/05$) هستند.

غنای EPT

بیشینه غنای EPT در ایستگاه ۳ و کمینه آن در ایستگاه ۱ مشاهده شد. بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد ($p>0/05$). غنای EPT در شهریورماه با مهر و آبان اختلاف معنی‌دار نشان داد ($p<0/05$).

درصد EPT

بیشترین درصد EPT در ایستگاه ۴ و در شهریور ماه مشاهده شد و ایستگاه ۱ در آبان ماه کمترین درصد EPT را داشت. درصد EPT در ماه‌های خرداد، تیر و شهریور با ماه مهر و آبان اختلاف معنی‌دار نشان داد ($p<0/05$) و بین ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد ($p>0/05$).

نسبت EPT/CHIR

بیشینه میزان نسبت گروه EPT به خانواده شیرونومیده به ترتیب در مرداد ماه در ایستگاه ۳ و کمینه آن در آبان ماه و در ایستگاه ۱ مشاهده شد. در بعضی از ماه‌ها با توجه به مشاهده نشدن جنس *Chironomus* sp. در نمونه‌ها این نسبت صفر را نشان داد. در بررسی ماهانه، ماه‌های اردیبهشت و شهریور با آبان و آذر ماه، و ماه‌های تیر و مرداد و مهر با آبان ماه اختلاف معنی دار نشان دادند ($p<0/05$)، بررسی نتایج بین ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری نشان نداد ($p>0/05$).

جدول ۱ سیستماتیک ماکروبنتوزهای نمونه برداری شده (تا پایین ترین رده شناسایی شده) در رودخانه فوشه

Phylum	Class	Order	Family	Genus
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	*Baetis* sp.
				Procloeon sp.
				Nigrobaetis sp.
			Caenidae	*Caenis* sp.
			Ephemerellidae	*Ephemerella* sp.
			Oligoneuridae	*Oligoneuriella* sp.
			Heptageniidae	*Heptagenia* sp.
				Rithrogena sp.
				Epeorus sp.
				Ecdyonurus sp.
			Tricorythidae	*Tricorythodes* sp.
		Trichoptera	Hydropsychidae	*Hydropsychae* sp.
			Rhyacophilidae	*Rhyacophila* sp.
			Lepidostomatidae	*Lepidostoma* sp.
		Plecoptera	Perlidae	*Perla* sp.
			Perlodidae	*Isoperla* sp.
			Chloroperlidae	*Chloroperla* sp.
		Diptera	Dolichopodidae	*Rhaphium* sp.
			Blephariceridae	*Philorus* sp.
			Tabanidae	*Tabanus* sp.
			Simuliidae	*Simulium* sp.
			Chironomidae	*Chironomus* sp.
			Tipulidae	*Tipula* sp.
			Limoniidae	*Hexatoma* sp.
			Athericidae	*Atherix* sp.
			Empididae	*Hemerodromia* sp.
			Dixidae	*Dixia* sp.
		Coleoptera	Dyticidae	*Dytiscus* sp.
	Crustacea	Amphipoda	Gammaridae	*Gammarus* sp.
		Decapoda	Potamidae	*Potamon fluviatile*
Annelida	Clitellata	Haplotaxida	Lumbricidae	*Lumbricus* sp.

بحث

در این بررسی، نوزاد حشرات آبزی، موجودات غالب فون کفزیان رودخانه فوشه را تشکیل دادند. در بررسی جمعیت ماکروبنتوزها در رودخانه‌های لاسم (Kamali and Esmaeili, 2009) و تجن (Sharifinia et al. 2012) در استان مازندران نیز نوزاد حشرات آبزی غالبیت داشتند. در مطالعات دیگری که به بررسی کیفی آب‌های جاری پرداخته-اند، نوزاد حشرات آبزی در ترکیب جمعیت کفزیان غالب بوده-اند (Hepp et al. 2010). در بررسی حاضر نیز غالبیت با اعضای رده حشرات آبزی بود و از کرم های کم تار، سخت-

پوستان و ده‌پایان نماینده‌های معدودی مشاهده شدند. در این مطالعه، بیشترین فراوانی ماکروبنتوزها مربوط به راسته دوبالان (Diptera) بود که اعضای آن حساسیت اندکی در مقابل آلودگی دارند. ۱۰ خانواده از این راسته شناسایی شد. فراوانی راسته Diptera که عمدتاً مربوط به دو خـانـواده Simuliidae و Chironomidae بـود، می‌تواند ناشی تغییر میزان مواد آلی و ترکیب جمعیت کفزیان، شکل‌گیری گروه‌های تغذیه‌ای پالیده‌خوار و حذف گونه‌های حساس‌تر باشد. تغییرات در ترکیب جمعیت کفزیان عمدتاً در پاسخ به عـوامل محیطی و شرایط استرس‌زای محیط بوده و در جهت حفظ تعادل اکولوژیک آن و جبران آشفتگی است (Abdoli and Rahmani, 2001; Kamali and Esmaeili, 2009). لذا به‌نظر می‌رسد که اعضای خانواده‌های Simuliidae در پاسخ به افزایش مواد مغذی در ایستگاه ۳ و ۴ و خانواده Chironomidae در ایستگاه ۲ و ۴ به خصوص در فصل پاییز افزایش یافتند. جنس *Simulium* sp. بالاترین درصد فراوانی را در بین تمامی ایستگاه‌ها از ۳۵/۸۴٪ تا ۴۶/۶۵٪ به خود اختصاص داد. از ویژگی‌های جنس *Simulium* sp. این است که برخلاف دیگر اعضای این راسته و دیگر راسته های حشرات، معمولاً به صورت کلنی‌های بزرگ، سیاه و چسبیده به سطح زیرین سنگ‌های بستر مشاهده می شوند. این امر سبب شد که در نمونه‌برداری از ایستگاه‌های مختلف (به‌خصوص ماه آبان و آذر این جنس به صورت توده‌ای در زیر سنگ‌ها به تعداد خیلی بالایی مشاهده شد) از بین رفتن پوشش گیاهی اطراف و بستر رودخانه، شسته شدن کفزیان و عدم وجود زیستگاه مناسب برای کفزیان مشاهده شود (Li et al. 2010). وفور جنس *Simulium* sp. در ایستگاه ۱ ممکن است به علت بار ورودی مواد آلی ناشی از منابع خارجی Allochthonous به خصوص سقوط و تجزیه برگ درختان پهن‌برگ متراکم و انبوه در حاشیه رودخانه (Riparian zone) در بستر رودخانه باشد که شرایط مناسبی را برای حضور این جنس فراهم کرده بود. حضور پریفیتون‌ها هم ممکن است در افزایش جمعیت *Simulium* sp. نقش داشته باشند. پری‌فیتون‌ها به عنوان غذا توسط نوزاد سیمولیوم (هم از طریق خراشیدن سطوح و هـم از طـریق فیـلتر کردن یاخته‌های در حال شستشو توسط آب) مصرف می‌شوند. اگرچه، ممکن است گاهی به عنوان رقیب از نظر فضایی برای سیمولیوم ها عمل کنند (Morin, 1988). با وجود این، گونه‌های بسیار حساس به آلودگی از جمله *Philorus* sp.، *Perla* sp.، *Rithrogena* sp.، *Epeorus* sp.، *Isoperla* sp. و *Ephemerella* sp. که نیاز اکسیژنی بالایی دارند، در ایستگاه ها دیده شدند.

در ایستـگاه‌های پایین دست، جریـان کند بعـضی از قسمت‌های رودخانه، فعالیت‌های انسانی، کشاورزی، روستایی و عملیات ساختمان‌سازی در مسیر رودخانه و دخالت‌های انسانی در حریم رودخانه در مجموع، باعث از بین رفتن پوشش گیاهی اطراف و بستر رودخانه، شسته شدن کفزیان و عدم وجود زیستگاه مناسب برای کفزیان شده است (Li et al. 2010). نوزادهای Chironomidae در رودخانه فوشه اغلب اوقات سبز یا سفید رنگ با تراکه‌های ریز در سرتاسر بدن بودند که نشانه اکسیژن محلول بالای رودخانه فوشه است (Hooper et al. 2003). طبق تقسیم بندی Meyer و همکاران (۱۹۹۷)، نوزاد حشرات دارای نوسانات فصلی و غیر منظم هستند، به‌طوری که سیلاب‌های فصلی و دستکاری‌های انسانی باعث تغییراتی در بستر می‌شود که این تغییرات و جابه‌جایی سنگ‌های کوچک و بزرگ تأثیر بسزایی در حضور و فراوانی حشرات آبزی دارند (Chessman, 1995). در رودخانه فوشه نیز سیلاب‌های فصلی در پاییز باعث کاهش تنـوع ماکروبنتـوزهـا شـدند. در بـعضی از مـاه‌های سـال به‌خصوص در فصل پاییز به دلیل بارندگی شدید، سطح آب رودخانه بالا آمده و باعث می‌شود که موجودات از بالادست به سمت پایین‌دست شسته شوند و کاهش تنوع موجودات و افزایش فراوانی افراد معدودی از جنس‌های مقاوم را به همراه داشته باشد.

در فصل بهار تعداد افراد راسته Diptera کاهش یافت. در این فصل بی‌مهرگان دارای پایین‌ترین تنوع و فراوانی بودند، زیرا هنوز چرخه‌های تولید مثلی آن‌ها کامل نشده و گیاهان آبـزی رشـد کافی نداشتـه‌اند، یا بـه عـلت کوچـک بودن بی‌مهرگان توسط توری جمع آوری نشده و فراوانی کمتری ثبت شد. همچنین، طغیان آب رودخـانه‌ها در بـهار و شسته‌شدن

کلونی‌های موجودات نیز ممکن است باعث فراوانی پایین موجودات کفزی در این فصل شود.

فصل تابستان، زمان تولید مثل و زادآوری کفزیان است و کفزیان در مکان‌هایی که از نظر فیزیکی و شیمیایی و هیدرولوژیک مناسب باشند، تجمع می‌کنند (Kellogg, 1994: Barbour et al. 1999; Long et al. 2002). در تابستان تعداد افراد Diptera کاهش قابل توجهی نسبت به فصل پاییز داشت. احتمالاً دلیل آن مهاجرت عمودی از کف به سطح و به‌خصوص فعالیت تغذیه‌ای کفزی‌خواران است (Wetzel, 1993). این امر در رودخانه مادرسو توسط Jorjani و همکاران (۲۰۰۶) گزارش شده بود. بیشترین میزان فراوانی در راسته بال‌موی‌داران (Trichoptera) مربوط به خانواده Hydropsychidae بود که در تمامی ایستگاه‌ها به‌خصوص در ایستگاه ۳ به وفور مشاهده شد و ممکن است به علت جنگلی بودن و سرعت جریان بالای آب در این ایستگاه ها و روش تغذیه آن باشد (Yoshimura and Maeto, 2006).

جنس *Hydropsichae* sp. یکی از موجوداتی است که از سطوح میانی غذایی آبهای جاری به‌شمار می‌رود. این امر، بیانگر سازگان باز (open system) است که نشان می‌دهد بخشی از غذای اصلی (اجزای گیاهی) از بیرون وارد می‌شود. تحقیقات نشان داده‌اند که همه جنس‌های راسته بال-موی‌داران به آلودگی حساس هستند، ولی *Hydropsichae* sp. در آب‌هایی که آلودگی آلی دارند، نیز یافت می شوند (Whiles and Dodds, 2002). این جنس در تمامی ماه‌های نمونه‌برداری به‌خصوص فصل تابستان مشاهده شد که به علت افزایش دما، تولید پلانکتون-های گیاهی افزایش پیدا می‌کند و با ریزش این تولیدات، مواد غذایی بیشتری در اختیار ماکروبنتوزها قرار می‌گیرد. این مسئله باعث افزایش فعالیت‌های زیستی از قبیل تغذیه و تولیدمثل این موجودات می‌شود. به این ترتیب، تراکم و پراکنش آنها نیز افزایش می‌یابد (Sharbati et al. 2013). از راسته یک روزه‌ها که جزء پر تنوع‌ترین راسته‌های حشرات آبزی هستند، تعداد ۱۱ جنس در رودخانه فوشه شناسایی شد. خانواده Baetidae، جنس *Baetis* sp. بالاترین درصد فراوانی را داشت که این امر با نتایج به‌دست‌آمده در رودخانه چافرود (Ghane et al. 2006) هم‌سویی دارد. بیشترین فراوانی در این راسته را در فصل تابستان در ایستگاه ۴ (پایین‌دست) و فصل پاییز در ایستگاه ۳ به خود اختصاص داد (Merritt and Cummins, 1996). آنها از جلبک، فلور میکروبی و دامنه وسیع‌تری از مواد غذایی نسبت به دیگر گروه‌های راسته یک روزه‌ها تغذیه می‌کنند که باعث می‌شود بیشترین فراوانی را داشته باشند. میزان تحمل نسبتاً بالای خانواده Baetidae نسبت به آلودگی آلی (با شاخص مقاومت ۴) باعث می‌شود که در ایستگاه‌های پایین‌دست نیز دیده شوند (Hilsenhoff, 1988; Bode et al. 2002). خانواده Heptageniidae بعد از خانواده Baetidae از راسته یک‌روزه‌ها، در ایستگاه ۱ مشاهده شد که ممکن است به علت حساسیت این خانواده به آلودگی و ترجیح آب‌های پر اکسیژن باشد. همچنین، جنس بستر در ایستگاه‌های بالادست سنگلاخی، قلوه سنگ و تخته‌سنگ بود که می‌تواند عاملی برای حضور جنس‌های این خانواده باشد و این امر با مشاهدات و نتایج حاصل از رودخانه شفارود نیز هم‌سویی دارد (Long et al. 2002).

در ایستگاه اول، بیشترین گروه بی‌مهرگان مشاهده شد که شاید واقع شدن در سرچشمه و کم بودن آلاینده‌ها، به-خصوص آلاینده‌های آلی، باعث افزایش بی‌مهرگان در این منطقه شده است (Loch et al. 1999)، زیرا انواعی از بی-مهرگان از راسته یک روزه‌ها مانند *Epeorus* sp.، *Ecdyonurus* sp.، *Procloeon* sp.، *Rithrogena* sp. و *Heptagenia* sp. و از راسته Plecoptera مانند *Perla* sp.، *Isoperla* sp. و *Chloroperla* sp. که شاخص آب‌های جاری سرد و بسیار تمیز مناطق کوهستانی هستند و روی سنگ، شن‌ها، در داخل توده برگ و موانع داخل رودخانه یافت می‌شوند، به آلودگی و کاهش اکسیژن حساس هستند. این امر نشان می‌دهد که آلودگی رودخانه فوشه تقریباً کم و دارای اکسیژن نسبتاً بالایی است.

کمینه و بیشینه میزان فراوانی به ترتیب در ایستگاه ۴ در مهر ماه و در ایستگاه ۳ در آذر ماه مشاهده شد. ماه اردیبهشت و تیر با آذر؛ و ماه مهر با آبان و آذر دارای اختلاف معنی‌دار بودند. درصد بالایی از امتداد رودخانه فوشه را مناطق کم‌عمق با بستر قلوه سنگی و سنگلاخی تشکیل می‌دهند. بنابراین،

برخی از ویژگی‌های فیزیکی آب در این مناطق تحت تأثیر قرار گرفته و ویژگی‌های کیفی زیستگاه و جوامع زیستی را با تغییراتی مواجه ساخته و در نهایت، در تنوع فون و فلور رودخانه نقش عمده‌ای دارد (Ebrahimnejad and Niko, 2004). افزایش فراوانی افراد خانواده‌های Simuliidae، Hydropsychidae و Baetidae به خاطر بار مواد آلی در این رودخانه است. بر اساس نتایج حاصل از بررسی انجام شده، *Baetis* sp. و *Hydropsichae* sp. بیشتر تمایل به حضور در قسمت‌هایی از رودخانه دارند که از مناطق جنگلی عبور می‌کنند (Wright et al. 2000). راسته Plecoptera که از ماکروبنتوزهای حساس هستند، بیشتر در ایستگاه‌های بالادست مشاهده شد که نشان از پاک بودن این ایستگاه‌ها دارد و با نتایج مطالعه Shirchi، هم‌سویی دارد (Shirchi et al. 2015).

یکی از عوامل مهم و تأثیرگذار در تنوع موجودات، سرعت جریان بالای رودخانه در ایستگاه‌های بالادست بود. در این شرایط کفزیانی که سازگاری بالایی برای بقا در شرایط جریان تند آب را ندارند، کنده شده و به سمت ایستگاه‌های پایین دست شسته می‌شوند (drift). این ویژگی با نتایج بررسی‌های انجام شده بر رودخانه لار در سال ۱۳۹۰ و رودخانه‌های حویق، شفارود، و گرگان‌رود و رودخانه لوندویل آستارا مشابهت داشت (Salavatian, 2011). همچنین، نتیجه به‌دست آمده در این بررسی با نتایج مطالعات Jorjani و همکاران (۲۰۰۶) که روی فون کفزیان رودخانه مادرسو پارک گلستان و همچنین پذیرا (Pazira et al. 2008) در رودخانه‌های دالکی و حله بوشهر انجام دادند، مشابهت دارد. ورود پساب حاصل از فعالیت انسانی به نهرها باعث افزایش مواد آلی معلق و مواد مغذی در آب می‌شود که بالا رفتن پوشش گیاهی و بالارفتن تراکم ماکروبنتوزها را به همراه دارد. محققان متعددی با استفاده از شاخص فراوانی EPT توانستند آثار پساب آلی ناشی از فعالیت کارخانه‌ها را در بوم‌سازگان رودخانه مشخص کنند (Voelker and Renn, 2000; Lydy et al. 2000; Fries and Bowles, 2002; Stephans and Farris, 2004). کنترل فرایندهای زیستی روشی برای اندازه‌گیری اثرات استرس‌زای محیطی بر موجودات است. به این منظور، از گروه‌های موجودات بسترزی برای کنترل وضعیت آب‌های جاری شیرین استفاده می‌شود که از مهم ترین آنها، شاخص EPT و EPT/CHIR است. شاخص EPT که مخفف سه راسته Ephemeroptera، Plecoptera و Trichoptera است، دربرگیرنده فراوانی افراد راسته‌های حساس به تغییرات شرایط محیط و مواد آلاینده در هر نمونه‌برداری در ایستگاه‌های مختلف رودخانه است (Khatami, 2004; Ghane et al. 2006). غنای EPT نیز روندی مشابه درصد EPT در رودخانه فوشه داشت، به‌طوری که در ایستگاه ۴ شهریور ماه بالاترین میزان را داشت و به علت فراوانی جنس‌های *Hydropsychae* sp. و *Baetis* sp. در این ایستگاه بود. نتایج حاصل از بررسی غنای EPT در ماه‌های نمونه برداری، اختلاف معنی‌دار آماری را نشان داد، اما در مقایسه بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری هیچ اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. در منابع متعددی اشاره شده است که در فصل تابستان با گرم شدن هوا و کاهش سرعت آب، شاخص‌های غنا و درصد EPT در ایستگاه‌های مطالعاتی کاهش محسوسی نشان می‌دهند (Voelker and Renn, 2000; Lydy et al. 2000; Fries and Bowles, 2002; Stephens and Farris, 2004)، اما در رودخانه فوشه برخلاف آن اثبات شد و در فصل تابستان غنای EPT به بیشینه مقدار خود رسید. نتایج نشان داد که کاربری زمین و کشاورزی تا حد زیادی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی زیستگاه ماکروبنتوزها را تحت تأثیر قرار داده، روی ساختار جوامع ماکروبنتیک تأثیر گذاشته و آن را تغییر می‌دهد (Allan, 2004; Moore and Palmer, 2005; Paul and Meyer, 2001; Walsh et al. 2005). شاخص‌های مرتبط با EPT در فصل تابستان بالاترین میزان را داشتند که البته این مطلب در نهر مادرسو در پارک ملی گلستان توسط Jorjani و همکاران (۲۰۰۶) نیز گزارش شده است. متوسط غنای کل EPT در ایستگاه‌های مختلف نشان می‌دهد که ایستگاه‌های بالادست کمترین غنا 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 زیست-

محیطی است، ولی هرگاه مواد آلی رودخانه بالا نباشد، غنای کل در ایستگاه‌های متأثر نسبت به ایستگاه‌های سرمنشأ بیشتر می‌شود (Taylor and Baily, 1997). درصد EPT در ماه های خرداد، تیر و شهریور با مهر و آبان اختلاف معنی‌دار نشان داد و بین ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌دار مشاهده نشد. معمولاً در نهرها و رودخانه‌هایی که شرایط زیستی مناسبی دارند، نوعی تعادل میان ۴ گروه مهم راسته های یک-روزه‌ها، بال‌موی‌داران، بهاره ها و دوبالان وجود دارد. افزایش غیر عادی فراوانی Chironomidae نسبت به موجودات حساس باعث کاهش نسبت EPT به شیرونومیده می‌شود که نشان دهنده استرس محیطی است (Barbour et al. 1999). نسبت EPT/CHIR در مرداد ماه ایستگاه ۳ به بیشینه میزان و در آبان ایستگاه ۱ به کمینه میزان خود رسید که نشان می‌دهد تعداد افراد خانواده شیرونومیده در ماه آبان بسیار بالا بوده است.

در نتیجه‌گیری کلی، می‌توان گفت که با وجود جنس‌های حساس به آلودگی در رودخانه فوشه که نیاز اکسیژنی بالایی دارند و شاخص آب‌های تمیز هستند، از جمله *Perla* sp.، *Oligoneuriella* ،*Chloroperla* sp. ،*Isoperla* sp. *Epeorus* ،*Rithrogena* sp. ،*Heptagenia* sp. ،sp. ،*Rhyacophila* sp. و *Philorus* sp. نتیجه‌گیری می‌شود که آب این رودخانه در شرایط فعلی دارای کیفیت خوبی است. با افزایش فعالیت توریستی و نیز افزایش ساخت و ساز در مجاورت و به‌خصوص در حریم رودخانه و ورود مستقیم آلاینده‌های خانگی، وضعیت رودخانه دچار آشفتگی خواهد شد و لازم است که 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 اتخاذ شود.

منابع

Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35: 257-284.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C., 337p.

Bode, R.W., Novak, M.A., Adele, H. 2002. Methods for rapid biological assessment of streams. NYS Department of Environmental Conservation. Albany. NY. 27 p.

Boehme, E.A., Zipper, C.E., Schoenholtz, S.H., Soucek, D.J., Timpano, A.J. 2016. Temporal dynamics of benthic macroinvertebrate communities and their response to elevated specific conductance in Appalachian coalfield headwater streams. Ecological Indicators 64: 171-180.

Bretechko, G. 1995. Annual benthic biomass distribution in a high mountain-lake (Vorder finsteralersa. Taylor, Australia). Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen 19: 1279-1285.

Cao, Y., Wang, B., Zhang, J., Wang, L., Pand, Y., Wang, Q., Jianf, D., Dengf, G. 2016. Lake macroinvertebrate assemblages and relationship with natural environment and tourism stress in Jiuzhaigou natural reserve, China. Ecological Indicators 62: 182-190.

Chessman, C. 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. Australian Journal of Ecology 20: 122-129.

Dos Santos, D.A., Molineri, C., Reynaga, M.C., Basualdo, C. 2011. Which index is the best to assess stream health. Ecological Indicators 11: 582-589.

Durán, J., Rodríguez, A., Morse, J.L., Groffman, P.M. 2013. Winter climate change effects on soil C and N cycles in urban grasslands. Global Change Biology 19: 2826-2837.

Ebrahimnejad, M., Niko, H.A. 2004. Taxonomic identification and distribution of macroinvertebrates of the Marbar River in Isfahan Province. Iranian Journal of Biology 17: 247-260. (In Persian).

Elliot, M. 2011. Marine science and management means tackling exogenic unmanaged pressures and endogenic managed pressures-a numbered guide. Marine Pollution Bulletin 62:651-655.

Feminella, J.W. 1999. Biotic Indicators of water quality the Alabama watershed demonstration project. Aubum University, 10 p.

Ferreira, A.R.L., Sanches Fernandes, L.F., Cortes, R.M.V., Pacheco, F.A.L. 2017. Assessing anthropogenic impacts on riverine ecosystems using nested partial least squares regression. Science of the Total Environment 583: 466-477.

Fries, L.T., Bowles, D.E. 2002. Water quality and macroinvertebrate community structure associated with a sportfish hatchery outfall. North American Journal of Aquaculture 64: 257-266.

Ghane, A., Ahmadi, M.R., Esmaeeli Sari, A., Mirzajani, A.R. 2006. Biological assessment of Chafrood River (Guilan Province) using macrobenthos population structure. Journal of Agricultural Science and Technology 10: 247-259. (In Persian).

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

Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. Journal of the North American Benthological Society 7: 65-68.

Hooper, H.L., Sibly, R.M., Hutchinson, T.M., Maund, S.J. 2003. The influence of larval density, food availability and habitat longevity on the life history and population growth rate of the midge *Chironomus riparius*. Oikos 102: 515-524.

Imanpour Namin, J., Petr Spurny. 2004. Effects of unfavorable environmental factors on prosperity of Ichthyocenoses of the middle course of the Becva River, (PhD thesis). Mendel University, Czech Republic.

Jorjani, S., Ghalichi, A., Akrami, R. 2006. Evaluation of biological indicator of pollution and fauna of benthic of Madreso Stream Golestan National Park. Journal of Fisheries 2: 41-52. (In Persian).

Kamali, M., Esmaeili, A. 2009. Biological assessment of the Lasam River of Amol city using a population structure of Benthic Macroinvertebrates. Journal of Biology Sciences, Lahijan Branch 3: 51-61 (In Persian).

Kellogg, L. 1994. Save our streams: Monitor's guide to aquatic macroinvertebrates. Izaac Walton League, America, 60 p.

Khatami, H. 2004. Freshwater Benthic invertebrates (Identification key and sensitivity to pollution). Department of Environment, Tehran. 220 p. (In Persian).

Li, L., Zheng, B., Liu, L. 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. Procedia Environmental Sciences 2: 1510-1524.

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.

Long, S.M., Abarg, F., Rahim, K.A.A. 2002. The macroinvertebrate community of the fast-flowing rivers in the Crocker Range

National Park Sabab, Malaysia, ASEAN Review of Biodiversity and Environmental Conservation, 8p.

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

Merritt, R.W., Cummins, K.W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt, Dubuque, IA. 862 p.

Ming-Chih Chiu Tzu-Yu Chou Mei-Hwa Kuo. 2018. Seasonal patterns of stream macroinvertebrate communities in response to anthropogenic stressors in monsoonal. Taiwan Journal of Asia-Pacific Entomology 21: 1423-1429.

Moore, A.A., Palmer, M.A. 2005. Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: Implications for conservation and management. Ecological Applications 15: 1169-1177.

Morin, A. 1988. Effect of microhabitat features, seston quality, and periphyton on abundance of overwintering black fly larvae in southern Qubec. Limnology and Oceanography 33: 431-446.

Munyika, S. 2014. River health assessment using macroinvertebrates and water quality parameters: A case of the Orange River in Namibia. Physics and Chemistry of the Earth, 140-148.

Navis, N., Gillies, W. N. 2001. A comparison of a professional method and a volunteer method for assessing stream health, including discussion of an improved volunteer method. USEPA, Rapid Bioassessment Protocol II vs. West Virginia our Streams Science and Society, Number Cacapon Institute, High view WV.

Pander, J., Geist, J. 2013. Ecological indicators for stream restoration success. Ecological Indicators 30, 106-118.

Paul, M.J., Meyer, J.L. 2001. Streams in the urban landscape. Annual Review of Ecology and Systematics 32: 333-365.

Payakka, A., Prommi, T.O. 2014. The use of BMWP and ASPT monitoring of stream. Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation 9: 7-16.

Pazira, A., Emami, S.M., Kohgardi, A., Vatandoost, S., Akrami, R. 2008. The effect of some environmental factors on macrobenthoses biodiversity of Dalki and Helleh Rivers, Bushehr. Iranian Scientific Fisheries Journal 2: 65-70 (In Persian).

Prouty, N.G., Campbell, P.L., Mienis, F., Duineveld, G., Demopoulos, A.W.J. Ross, S.W., Brooke, S. 2016. Impact of Deepwater horizon spill on food supply to deep-sea benthos communities. Estuarine Coastal and Shelf Science 169: 248-264.

Salavatian, M. 2011. Evaluation of Macrobenthoses of the river leading to Lar dam. Journal of Biology Science, Lahijan Branch 6: 1-18 (In Persian).

Serra, S., Sóni, R.Q., Cobo, F., Graça, M., Doléded, S., Feio, M.J. 2016. Synthesizing the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): Towards a new database. Ecological Indicators 61: 282-292.

Sharbati, S., Akrami, R., Yelghi, S., Mirdar, J., Ahmadi, Z. 2013. Identification, abundance and biomass of benthic communities in south east coasts of the Caspian Sea (Golestan Province). Iranian Scientific Fisheries Journal 21: 23-31. (In Persian).

Sharifinia, M., Imanpour namin, J., Bozorgimackerani, A. 2012. Ecological assessment of the Tajan River using feeding groups of benthic macroinvertebrates and biotic indices. Iranian Journal of Applied Ecology 1: 80-95. (In Persian).

Sharma, K., Chowdhary, S. 2011. Macroinvertebrates assemblages as biological indicators of pollution in a Central Himalayan River, Tawi (J&K). International Journal of Biodiversity and Conservation 3: 167-174.

Shirchi, Z., Abdoli, A., Hashemi, H. 2015. Evaluation of single and multi-metric benthic macroinvertebrate indices for water quality monitoring, case study Jajrood River. Journal of Natural Environment 68: 83-93. (In Persian).

Stefanidis, K., Panagopoulos, Y., Mimikou, M. 2016. Impact assessment of agricultural driven stressors on benthic macroinvertebrates using simulated data. Science of the Total Environment 540: 32-42.

Stephens, W.W., Farris, J.L. 2004. Instream community assessment of aquaculture effluents. Aquaculture 231: 149-162.

Taylor, B.R., Baily, R.C. 1997. Technical evaluations on methods for benthic invertebrates data analysis and interpretation. Canada Center for Mineral and Energy Technology, Ottawa, Ontario, 379p.

Tchakonté, S., Ajeagah, G.H., Diomandé, D., Camara, A.I., Ngassam, P. 2014. Diversity, dynamic and ecology of freshwater snails related to environmental factors in urban and suburban streams in Douala-Cameroon (Central Africa). Aquatic Ecology 48: 379-95.

Tolonen, K.T., Hämäläinen, H., Holopainen, J., Karjalainen, J. 2001. Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. Archiv für Hydrobiologie 152: 39-67.

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

Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M., Morgan, R.P. 2005. The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. Journal of the North American Benthological Society 24: 706-723.

Wetzel, R.G. 1993. Limnology. Saunders College Publishing, New York, USA, 767 p.

Whiles, M.R., Dodds, W.K. 2002. Relationships between stream sizes, suspended particles and filter-feeding macroinvertebrates in a Great Plains draining network. Journal of Environmental Quality 31: 1589-1600.

Wright, J.F., Sutcliffe, D.W., Furse, M.T. 2000. Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: Rivpacs and other Techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, United Kingdom, 400 p.

Yoshimura, M., Maeto, K. 2006. Comparison of aquatic invertebrate assemblage between an old-growth natural forest and planted coniferous forest basins in a Japanese temperate region: the Kuroson stream in the Shimanto River basin. Landscape and Ecological Engineering 2: 81-89.