



The effect of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fish farm effluent on diversity indices of benthic macroinvertebrates: A case study of Azad River, Sanandaj

Erfan Karimian 

Corresponding author, Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran..
Email: e.karimian@uok.ac.ir

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:
Received 26 June 2026
Revised 7 August 2026
Accepted 21 September 2026

Keywords:
Diversity indices,
Effluent,
Benthos,
Azad River,
Sanandaj.

ABSTRACT

This study aimed to investigate the effects of fish farm effluent discharge on benthic macroinvertebrate communities in the Azad River in Sanandaj. Sampling was conducted during 3 sampling periods in spring (low-density farming), summer (high-density), and autumn (medium-density) 2023 at three stations, including (1) the upstream or control station, (2) the farm effluent outlet, and (3) 650 meters downstream from the fish farm. The biodiversity indices showed that the Shannon index was highest (1.41) and lowest (0.99) at stations 2 and 1, respectively ($P < 0.05$). However, the Margalef index was highest (1.35) at station 3 and lowest (0.99) at station 1, and this difference was significant only between stations 3 and 1. However, the Simpson index increased significantly at station 1 (0.47) and was lowest at stations 2 and 3. Overall, in the present study, population structure indices at downstream stations, particularly Station 3, increased ($P < 0.05$). This suggests that, under the conditions of the present study, fish farm effluent did not adversely affect the examined indices, although the increase in diversity indices was primarily driven by a rise in the diversity of pollution-tolerant groups. Given the significant impact on certain physicochemical parameters, we recommend examining biotic and abiotic factors simultaneously to more precisely determine the effects of aquaculture activities.

Cite this article: Karimian, E. (2026). The effect of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fish farm effluent on diversity indices of benthic macroinvertebrates: A case study of Azad River, Sanandaj. *Journal of Aquaculture Sciences*, 14(1), 153-166.



© Author(s) retain the copyright.

Publisher: Iranian Aquaculture Society.

EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Numerous human activities, including sewage discharge and agricultural runoff, have not only restricted riverbed habitats but also altered the structure of benthic macroinvertebrate communities. Effluent discharge from fish farms into the river can also influence benthic macroinvertebrate diversity indices. Given the significance of the Azad River (Sanandaj) downstream of the Azad Dam as a potential water resource, this study aimed to determine the potential effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farm effluent on the diversity indices of benthic macroinvertebrate populations in the river.

Material and Methods

To investigate these effects, physicochemical parameters and the benthic macroinvertebrate community of the Azad River in Sanandaj were sampled during three sampling periods in spring (low-density farming), summer (high-density), and autumn (medium-density) 2023 at three stations including 1) the upstream or control station, 2) the farm effluent outlet, and 3) a station located 650 meters downstream of the fish farm.

Results and Discussion

Results for physicochemical parameters indicated that dissolved oxygen, pH, ammonium, and, to some extent, phosphate were affected by fish farm effluent. An investigation of the benthic macroinvertebrate community revealed 22 groups (20 families, 1 order, and 1 phylum) across 9 classes and 6 phyla. Some families were present as the dominant population throughout the entire sampling period and at all stations, whereas others, such as Athericidae, Sphaeriidae, Lymnaeidae, Tetragnathidae, and Hydridae, as well as the phylum Nematoda, were sporadically observed only by chance at specific stations and during certain seasons. In the present study, Baetidae and Gammaridae had the highest abundances, accounting for 41.19% and 22.06% of the total, respectively, and Chironomidae, Tubificidae, Simuliidae, and Naididae ranked next. Regarding the diversity indices, the Shannon diversity index was highest at Station 2 (1.41) and lowest at Station 1 (0.99); although it peaked in spring, no significant differences were observed across seasons. In contrast, the Margalef index was highest at Station 3 (1.35) and lowest at Station 1 (0.99), with a significant difference found only between these two stations. Unlike the other indices studied, the Simpson index was significantly higher at Station 1 (0.47) and lowest at Stations 2 and 3. The Sørensen index results indicated that similarity between Station 1 and Station 2, based on shared major benthic macroinvertebrate groups, was lower than between other stations; conversely, the highest similarity was between Stations 2 and 3. Notably, despite the short distance between Station 1 and Station 2, the Sørensen index value for this pair was lower than that for Station 1 and 3. Overall, in the present study, population structure indices at downstream stations, particularly Station 3, increased ($P < 0.05$). This suggests that, under the conditions of the present study, fish farm effluent did not adversely affect the examined indices, although the increase in diversity indices was primarily driven by a rise in pollution-tolerant groups. Various sources of pollution influence the population structure of benthic macroinvertebrates and diversity indices; this can lead to an increase in pollution-tolerant groups and a decline in sensitive ones, so the presence or absence of specific species serves as an indicator of water quality and pollution levels. The study in the Azad River basin on increased diversity of pollution-tolerant groups was consistent with results from numerous studies.

Conclusion

Given the significant impacts observed on certain physicochemical parameters, it is recommended that both biotic and abiotic factors be examined simultaneously to more accurately determine the effects of aquaculture activities.

اثر پساب مزارع پرورش ماهی قزل آلائی رنگین کمان (*Oncorhynchus mykiss*) بر شاخص‌های تنوع جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی، مطالعه موردی رودخانه آزاد سنندج

عرفان کریمیان✉

نویسنده مسئول، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران. رایانامه: e.karimian@uok.ac.ir

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی،	هدف از این مطالعه بررسی اثرات ورود پساب حاصل از مزارع پرورش ماهی بر جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه آزاد سنندج بود. بدین منظور نمونه‌برداری طی ۳ دوره نمونه‌برداری در فصل بهار (پرورش با تراکم کم)، تابستان (تراکم زیاد) و پاییز (تراکم متوسط) ۱۴۰۱ در ۳ ایستگاه شامل (۱) ایستگاه بالادست یا شاهد، (۲) خروجی پساب مزرعه و (۳) فاصله ۶۵۰ متری بعد از مزرعه پرورش ماهی انجام شد. در تعیین نتایج بررسی شاخص‌های تنوع نشان داده شد که میزان شاخص تنوع شانون در ایستگاه ۲ دارای بیشترین (۱/۴۱) و ایستگاه ۱ دارای کمترین میزان (۰/۹۹) بود ($P < ۰/۰۵$) اما بین فصول مختلف تفاوت معنی‌دار مشاهده نشد. اما با تعیین شاخص مارگالف مشاهده شد که میزان آن در ایستگاه ۳ دارای بیشترین (۱/۳۵) و ایستگاه ۱ دارای کمترین مقدار (۰/۹۹) بود که این تفاوت فقط بین ایستگاه ۳ و ۱ معنی‌دار بود. اما، افزایش معنی‌دار شاخص سیمپسون در ایستگاه ۱ (۰/۴۷) و کمترین در ایستگاه‌های ۲ و ۳ به‌دست آمد. به‌طور کلی، در مطالعه حاضر مقادیر شاخص‌های ساختار جمعیت در ایستگاه‌های پایین‌دست به‌خصوص ایستگاه ۳ افزایشی بود ($P < ۰/۰۵$) که این نتیجه می‌تواند نشان‌دهنده عدم اثرات نامطلوب پساب مزرعه پرورش ماهی روی شاخص‌های مورد بررسی در شرایط مطالعه حاضر باشد اگرچه افزایش شاخص‌های تنوع، بیشتر ناشی از افزایش تنوع گروه‌های مقاوم به آلودگی بود. با توجه به مشاهده اثر معنی‌دار روی برخی عوامل فیزیکوشیمیایی پیشنهاد می‌گردد برای تعیین دقیق اثرات آبی‌پروری، عوامل زیستی و غیرزیستی همزمان بررسی شود.
تاریخچه مقاله: تاریخ دریافت: ۱۴۰۵/۰۴/۰۵ تاریخ بازنگری: ۱۴۰۵/۰۵/۱۶ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۰۶/۳۰	
کلیدواژه‌ها: شاخص‌های تنوع، پساب، بنتوز، رودخانه آزاد، سنندج.	

استناد: کریمیان، عرفان (۱۴۰۵). اثر پساب مزارع پرورش ماهی قزل آلائی رنگین کمان (*Oncorhynchus mykiss*) بر شاخص‌های تنوع جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی، مطالعه موردی رودخانه آزاد سنندج. *علوم آبی‌پروری*، ۱۴(۱)، ۱۶۶-۱۵۳.



مقدمه

آبزی‌پروری به‌همراه صید یکی از مهم‌ترین منبع غذا، درآمد و معیشت صدها میلیون نفر از مردم در دنیاست (FAO, 2016)، بنابراین باید به‌عنوان اولویت مهم و یکی از بخش‌های اولیه تولید غذا باقی‌مانده و در صورت امکان در مناطق مختلف جغرافیایی جهان توسعه پیدا کند (Grigorakis and Rigos, 2011). با وجود ثابت بودن صید جهانی آبزیان، افزایش جمعیت جهان و مصرف سرانه آبزی، نیازمندی به پیشرفت آبزی‌پروری برای افزایش تولید غذا بیشتر احساس می‌شود و همین باعث شده تا به‌عنوان بخشی از صنایع تولیدات غذایی به‌سرعت در حال رشد باشد (FAO, 2022). براساس گزارش سازمان خوار و بار جهان (FAO) در سال ۲۰۲۴ میزان تولید جهانی آبزی‌پروری به ۹۴/۴ میلیون تن افزایش یافته که برای اولین بار از میزان صید جهانی پیشی گرفته و پیش‌بینی شده است که از این مقدار نیز بالاتر خواهد رفت (FAO, 2024). بنابراین برای رسیدن اهدافی مانند تأمین پروتئین مورد نیاز برای تغذیه انسان، آبزی‌پروری در آب‌های داخلی باید توسعه بیشتری پیدا کند که با توجه به افزایش جمعیت جهان، تخریب، آلودگی و تغییرات آب و هوایی، چالش‌های زیادی روی هدف افزایش آبزی‌پروری موثر خواهند بود.

فعالیت‌های انسانی زیادی از جمله تخلیه فاضلاب و ورود پساب‌های کشاورزی و حتی آبزی‌پروری عموماً، نه‌تنها زیستگاه‌های بستر رودخانه را محدود کرده، بلکه باعث تغییر در ساختار جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی نیز شدند (Liang and Ma, 2025). بزرگ بی‌مهرگان کفزی به‌دلیل داشتن خصوصیات خاص مانند غنای گونه‌ای بالا، ساکن بودن، عکس‌العمل‌های متفاوت در رابطه با عوامل محیطی، ثبت اثرات تجمعی در زیستگاه، حساس به تغییرات فیزیکی و شیمیایی و چرخه زندگی طولانی بیش از دیگر جانداران آبزی (جلبک‌ها) در ارزیابی بوم‌شناختی اکوسیستم‌های آبی مورد توجه قرار گرفته‌اند. اخیراً جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی به‌عنوان یکی از عمومی‌ترین ابزارهای مورد استفاده به‌عنوان شاخص زیستی برای ارزیابی تأثیر آلودگی بر محیط‌های آبی محسوب می‌شوند (Kim et al., 2020). از این‌رو پایش زیستی از طریق جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی می‌تواند مؤثر باشد و برنامه‌هایی که از روش‌های پایش زیستی برای تعیین پیامدهای زیست‌شناختی رودخانه‌ها استفاده می‌شود، در سراسر جهان اثبات شده است. مزیت کاربرد شاخص‌های زیستی در ادغام تمامی عوامل محیطی نهفته است به‌طوری‌که، اثرات تجمعی عوامل محیطی را بدون علم دقیق به علت و معلول‌ها نشان می‌دهند و در نتیجه موجودات همراه با گذر زمان با تغییرات مختلف زمانی و مکانی به تعادل رسیده‌اند. بنابراین با توجه به آنچه گفته شد، نیاز است که شاخص‌های اکولوژیک مختلف به‌صورت ادغام شده برای رسیدن به نتایج کامل‌تر از ارزیابی کیفی اکولوژیک به‌کار برده شود (Borja et al., 2008).

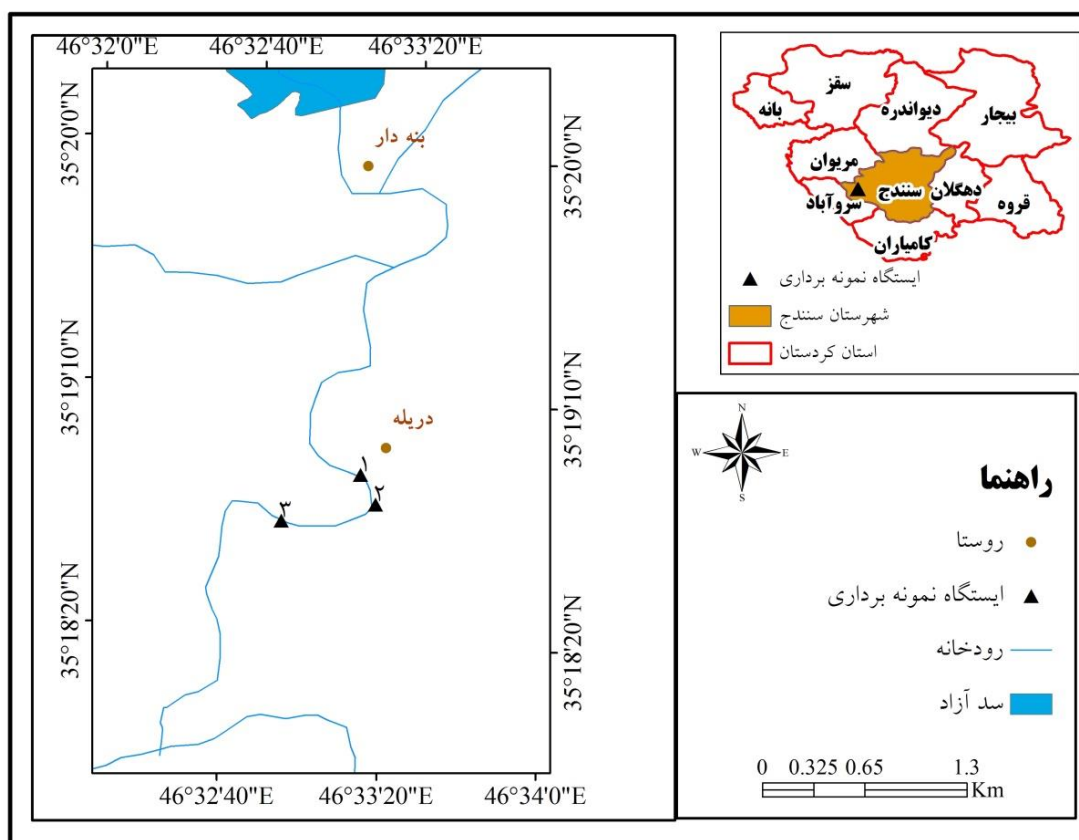
استان کردستان به‌عنوان یکی از استان‌های مهم کشور از نظر آب‌های سطحی و زیرزمینی دارای شش حوضه آبریز عمده است که بخش عمده‌ای از منابع آبی ایران را تشکیل می‌دهد. در حال حاضر تعداد ۳۹ سد توسط وزارت نیرو در استان کردستان روی منابع آبی استان در حال مطالعه، اجرای بدنه و یا بهره‌برداری موجود است که از لحاظ رتبه تعداد سد در کشور، استان کردستان جایگاه چهاردهم در بین ۳۱ استان کشور را دارد (Company of Iranian Water Resources Management, 2017). با توجه به اهمیت رودخانه آزاد سنندج در پایاب سد آزاد به‌عنوان یکی از استعدادهای بالقوه منابع آبی، هدف از این تحقیق تعیین اثرات احتمالی پساب مزرعه پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان (*Oncorhynchus mykiss*) بر شاخص‌های تنوع جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه آزاد سنندج بود.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه و ایستگاه‌های نمونه‌برداری: رودخانه آزاد از تلاقی دو شاخه عمده گاران و چم‌گوره تشکیل شده و خود یکی از شاخه‌های مهم رودخانه سیروان است. سرشاخه چم‌گوره از مجاورت سرشاخه‌های قزل‌اوزن و ارتفاعات پربرف چهل چشمه منشأ می‌گیرد. طول رودخانه آزاد از سرچشمه گاران حدود ۱۱۰ کیلومتر و وسعت آبریز آن بالغ بر ۳۰۰۰ کیلومتر مربع است. دمای میانگین سالانه هوا در منطقه مورد مطالعه ۱۳/۹۳ درجه سانتی‌گراد، میزان بارندگی آن ۶۱۰/۴۶ میلی‌متر و طول روزهای یخبندان ۹۱/۷۲ روز و میزان تبخیر با ۱۲۶۶/۲۸ میلی‌متر در سال بسیار بیشتر از میزان بارندگی است (Caspian Sea

(Ecological Research Center, 2017). لازم به ذکر است که منطقه مورد مطالعه روی شاخه چم‌گوره در پایاب سد آزاد و محدوده مزرعه پرورش ماهی انتخاب شد.

عوامل فیزیکوشیمیایی مانند دمای آب، pH، هدایت الکتریکی، جامدات محلول کل و اکسیژن محلول آب توسط دستگاه پرتابل مولتی پارامتر دو کاناله مدل HQ40D در محل اندازه‌گیری شد. سایر عوامل پس از تهیه نمونه آب و انتقال آن، با استفاده از دستگاه‌هایی نظیر اسپکتروفتومتر، جذب اتمی و فتومتر براساس روش استاندارد در بررسی بار میکروبی آب و فاضلاب ارائه شده توسط انجمن بهداشت عمومی آمریکا در آزمایشگاه‌های دانشکده منابع طبیعی دانشگاه کردستان اندازه‌گیری شد (Standard Methods, 2005). تمامی نمونه‌های زیستی و غیرزیستی طی ۳ دوره نمونه‌برداری در فصل بهار، تابستان و پاییز ۱۴۰۱ انجام گرفت. همچنین ۳ ایستگاه شامل (۱) ایستگاه بالادست یا شاهد، (۲) خروجی پساب مزرعه و (۳) فاصله ۶۵۰ متری بعد از مزرعه پرورش ماهی انتخاب گردید (شکل ۱).



شکل ۱- موقعیت مکانی ایستگاه‌های مورد مطالعه در رودخانه آزاد

نمونه‌برداری از جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی: نمونه‌برداری از جوامع کفزی با استفاده از نمونه‌بردار سوربر با ابعاد ۳۰×۳۰ سانتی‌متر با تور ۲۰۰ میکرون با ۳ تکرار در هر ایستگاه براساس روش Wetzal و Likens (۱۹۹۱) انجام شد. نمونه‌های جمع‌آوری شده با ثبت مشخصات ایستگاه و تاریخ نمونه‌برداری در فرمالین نمکی ۴٪ تثبیت و به آزمایشگاه بوم‌شناسی آبزیان، گروه شیلات دانشگاه کردستان منتقل گردید. مطالعه آزمایشگاهی روی جوامع کفزی شامل جداسازی، شناسایی (Lydy et al., 2000; Ahmadi ana Nafisi, 2001; Washington, 2003; Pulatsü et al., 2004; Stephens and Farris, 2004) و تعیین فراوانی در واحد تعداد بر متر مربع انجام گردید. از اطلاعات به‌دست آمده برای سنجش فراوانی کل، شاخص‌های تنوع شانون-وینر، غالبیت سیمپسون، غنای گونه‌ای مارگالف و شاخص بریلوین برای فصول و ایستگاه‌های مختلف استفاده گردید.

تعیین شاخص های تنوع زیستی: تنوع زیستی مفهومی بسیار مورد استفاده است با تکیه بر این واقعیت که ارتباطی بین تنوع و آشفتگی های محیطی وجود دارد، به طوری که کاهش در تنوع زمانی اتفاق می افتد که آشفتگی افزایش یابد (Jørgensen et al., 2005). محاسبه شاخص های مورد استفاده نیز توسط فرمول های زیر و در نرم افزار PAST صورت گرفت.

شاخص تنوع شانون-وینر: براساس این شاخص فرض بر این است که افراد به صورت تصادفی از بین یک جامعه بسیار بزرگ نمونه برداری شوند و تمامی گونه ها دارای نماینده ای در جامعه باشند. هر چقدر مقدار عددی شاخص کم باشد نشان دهنده شرایط غیر طبیعی است. در این شاخص اطلاعات مربوط به تعداد گروه های متعلق به یک جمعیت و فراوانی نسبی آنها با هم در محاسبه فرمول لحاظ می شود.

$$H' = -\sum P_i \log_2 P_i$$

n_i = تعداد افراد گونه i

n = کل تعداد افراد در نمونه

P_i = نسبت افراد یافت شده از گونه i

H' = مقدار شاخص شانون

شاخص غنای مارگالف: این شاخص، میزان غنی و فقیر بودن اکوسیستم را از لحاظ تعداد گونه ها ارائه می دهد. هر چه مقدار عددی آن بیشتر باشد، حاکی از آن است که بدنه آبی به لحاظ زیستی از سلامت بالاتری برخوردار است.

$$R_i = S - 1 / \ln(N)$$

R_i = شاخص مارگالف

S = تعداد کل گونه ها

N = فراوانی کل گونه ها

شاخص غالبیت سیمپسون: سیمپسون شاخص خود را با این احتمال بیان می کند که دو فرد که از یک جامعه بسیار بزرگ و به صورت تصادفی استخراج شده است، ممکن است به یک گونه مشابه متعلق باشند.

$$D = \sum p_i^2$$

P_i = نسبت افراد یافت شده از گونه i

برای محاسبه شاخص فوق برای جامعه محدود، فرمول زیر استفاده شد:

$$D = \sum [n_i(n_i - 1) / (N(N - 1))]$$

n_i = تعداد افراد گونه i

N = تعداد کل افراد

این شاخص نیز بین ۰-۱ متغیر است و مقادیر زیاد آن بیانگر تنوع کم است.

شاخص سورنسون: این شاخص نشان دهنده میزان شباهت و یا تفاوت ایستگاه ها از لحاظ تنوع گونه ای هستند و در واقع گونه های مشترک بین دو ایستگاه را نشان می دهد که از طریق فرمول زیر محاسبه می گردد.

$$QS = 2C / A + B$$

C = تعداد گروه های مشترک بین دو ایستگاه

A, B = تعداد گروه های ایستگاه

تجزیه و تحلیل آماری داده ها: برای آنالیز آماری ابتدا توزیع نرمال داده ها با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف بررسی و سپس مقایسه میانگین در ایستگاه ها و فصول مختلف نمونه برداری با آنالیز واریانس یک طرفه (One-way ANOVA) و پس از آزمون دانکن با حدود اطمینان ۹۵ درصد در محیط نرم افزار SPSS نسخه ۲۱ انجام گردید.

نتایج

نتایج به دست آمده از مقایسه میانگین عوامل فیزیکوشیمیایی آب رودخانه آزاد نشان داد که در برخی عوامل بین ایستگاه ها و دوره های مختلف تفاوت معنی دار وجود داشت که مقادیر آن در جدول ۱ آورده شده است.

جدول ۱- مقایسه میانگین عوامل فیزیکوشیمیایی آب رودخانه آزاد طی دوره مطالعه بین فصول و ایستگاه‌های مختلف، ۱۴۰۱

عامل	ایستگاه	فصل		
		بهار	تابستان	پاییز
دما (درجه سانتی‌گراد)	۱	$7/5 \pm 0/43^{Bc}$	$10/4 \pm 0/4^{Ac}$	$6/5 \pm 0/5^{Ca}$
	۲	$8/86 \pm 0/151^{BCb}$	$11/2 \pm 0/4^{Ab}$	$5/8 \pm 0/5^{Cb}$
	۳	$9/86 \pm 0/15^{Ba}$	$12/5 \pm 0/5^{Aa}$	$5/5 \pm 0/5^{Cc}$
اکسیژن محلول (میلی گرم در لیتر)	۱	$9/95 \pm 0/23^{Ab}$	$9/52 \pm 0/9^{Ba}$	$9/92 \pm 0/6^{Aa}$
	۲	$9 \pm 0/13^{Bc}$	$7/9 \pm 0/17^{Cc}$	$9/3 \pm 0/6^{Ac}$
	۳	$10/37 \pm 0/13^{Aa}$	$9/15 \pm 0/5^{Cb}$	$9/78 \pm 0/2^{Bb}$
pH	۱	$8/52 \pm 0/9^{Ab}$	$8/29 \pm 0/2^{Ba}$	$8/27 \pm 0/1^{Bb}$
	۲	$8/37 \pm 0/4^{Ac}$	$7/96 \pm 0/4^{Cb}$	$8/14 \pm 0/1^{Bc}$
	۳	$8/72 \pm 0/8^{Aa}$	$8/33 \pm 0/1^{Ba}$	$8/39 \pm 0/2^{Ba}$
هدایت الکتریکی ($\mu\text{S/cm}$)	۱	$229/67 \pm 1/52^{Bb}$	254 ± 1^{Ab}	$219/66 \pm 0/57^{Ca}$
	۲	$245/67 \pm 1/15^{Ba}$	$262/33 \pm 1/15^{Aa}$	$217/82 \pm 0/2^{Cb}$
	۳	$247 \pm 0/5^{Ba}$	$263 \pm 0/5^{Aa}$	$218/43 \pm 0/23^{Cb}$
TDS (میلی گرم در لیتر)	۱	$163/03 \pm 4/53^{Bb}$	$172/57 \pm 2/13^{Aa}$	$161/2 \pm 1/11^{Bc}$
	۲	$169/97 \pm 0/64^{ABa}$	$172/73 \pm 6/96^{Aa}$	$163/47 \pm 0/115^{Cb}$
	۳	$167/93 \pm 1/5^{Bab}$	$174/17 \pm 1/2^{Aa}$	$165/1 \pm 0/78^{Ca}$
کدورت (NTU)	۱	$2/97 \pm 0/31^{Aa}$	$0/67 \pm 0/2^{Bb}$	$3/46 \pm 0/43^{Aa}$
	۲	$3/96 \pm 0/67^{Aa}$	$1/93 \pm 0/63^{Ba}$	$3/6 \pm 0/45^{Aa}$
	۳	$3/19 \pm 0/45^{Aa}$	$1/26 \pm 0/3^{Cab}$	$2/29 \pm 0/3^{Bb}$
آمونیم (میلی گرم در لیتر)	۱	$0/013 \pm 0/014^{b}$	$0/001^{b}$	$0/001$
	۲	$0/35 \pm 0/5^{Ba}$	$0/62 \pm 0/8^{Aa}$	$0/47 \pm 0/4^{C}$
	۳	$0/0167 \pm 0/011^{Bb}$	$0/096 \pm 0/4^{Ab}$	$0/013 \pm 0/05^{B}$
نیترات (میلی گرم در لیتر)	۱	$5/53 \pm 0/11^{Aab}$	$5/35 \pm 0/4^{Bc}$	$2/25 \pm 0/5^{Cb}$
	۲	$5/85 \pm 0/15^{Aa}$	$6/06 \pm 0/13^{Aa}$	$2/39 \pm 0/15^{Bab}$
	۳	$5/24 \pm 0/2^{Bb}$	$5/77 \pm 0/1^{Ab}$	$2/47 \pm 0/2^{Ca}$
فسفات معدنی (میلی گرم در لیتر)	۱	$0/46 \pm 0/01^{b}$	$0/096 \pm 0/01^{b}$	$0/13 \pm 0/9$
	۲	$0/15 \pm 0/2^{Ba}$	$0/27 \pm 0/3^{Aa}$	$0/53 \pm 0/2^{C}$
	۳	$0/053 \pm 0/005^{Bb}$	$0/15 \pm 0/6^{Ab}$	$0/07 \pm 0/2^{B}$
BOD ₅ (میلی گرم در لیتر)	۱	$11/23 \pm 0/8^{Ab}$	$5/96 \pm 1/35^{Bb}$	$3/66 \pm 0/45^{Cb}$
	۲	$14/43 \pm 1/75^{Aa}$	$9/03 \pm 0/11^{Ba}$	$4/26 \pm 0/7^{Cb}$
	۳	$11/33 \pm 0/56^{Ab}$	$7/03 \pm 0/2^{Bb}$	$5/26 \pm 0/5^{Ca}$

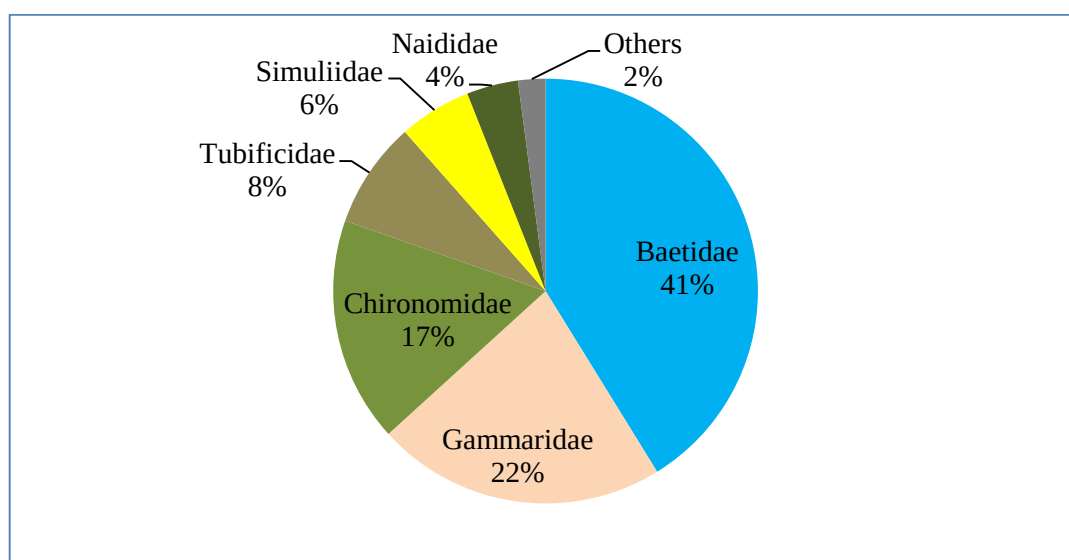
توجه: حروف بزرگ غیرهمنام در هر ردیف و حروف کوچک غیرهمنام در هر ستون نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ است.

جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی: طی دوره مطالعه و در بررسی جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه آزاد سسندج، ۲۲ گروه (۲۰ خانواده، ۱ راسته و ۱ شاخه) متعلق به ۹ رده و ۶ شاخه، شمارش و مورد شناسایی قرار گرفت (جدول ۲). در این میان بعضی از خانواده‌ها در کل دوره نمونه‌برداری و همه ایستگاه‌ها به‌عنوان جمعیت غالب حضور داشتند در حالی که بعضی خانواده‌ها مانند Nematoda و Hydridae، Tetragnathidae، Lymneidae، Sphaeriidae، Athericidae و Nematoda به‌صورت محدود فقط در بعضی ایستگاه و فصول مشاهده شدند.

جدول ۲- جمعیت بزرگ بی مهرگان کفزی رودخانه آزاد سنندج، ۱۴۰۱

خانواده	راسته	رده (زیر رده)	شاخه
Chironomidae Simuliidae Psychodidae Empididae Athericidae Tipuliidae Baetidae	Diptera	Hexapoda	Arthropoda
Rhyacophiliidae Gammaridae Candonidae	Ephemeroptera Trichoptera Amphipoda Podocopida	Crustacea Ostracoda	
Tetragnathidae	Arachnida	Chelicerata	
Tubificidae Naididae Lumbriculiidae Erpobdellidae	Tubificida Lumbriculida Arhynchobdellida	Oligochaeta (Clitellata) Hirudinea	Annelida
Physidae Lymnaeidae Sphaeriidae	- - Sphaeriida	Gastropoda Bivalvia	Mollusca
Hydridae	Anthoathecatae	Hydrozoa	Cnidaria
-	-	-	Nematoda
Dugesidae	Tricladida	Turbellaria	Platyhelminthes

در تحقیق حاضر، خانواده Baetidae و Gammaridae به ترتیب با ۴۱/۱۹ و ۲۲/۰۶ درصد دارای بیشترین فراوانی بودند و خانواده هایی مانند Chironomidae، Tubificidae، Simuliidae و Naididae در رتبه های بعدی قرار گرفتند. درصد فراوانی دیگر بنتوزها ۲ درصد بود (شکل ۲).



شکل ۲- درصد فراوانی جمعیت بزرگ بی مهرگان کفزی رودخانه آزاد سنندج، ۱۴۰۱

شاخص های ساختار جمعیت بزرگ بی مهرگان کفزی: در بررسی شاخص های تنوع و تشابه جمعیتی نشان داده شد که شاخص تنوع شانون در ایستگاه ۲ و در فصول مختلف از سایر ایستگاه ها بیشتر که این افزایش فقط در فصول تابستان و پاییز با ایستگاه ۱ معنی دار بود. در حالی که با تعیین شاخص غنای گونه ای مارگالف مشاهده شد که میزان آن در ایستگاه ۳ و در فصول

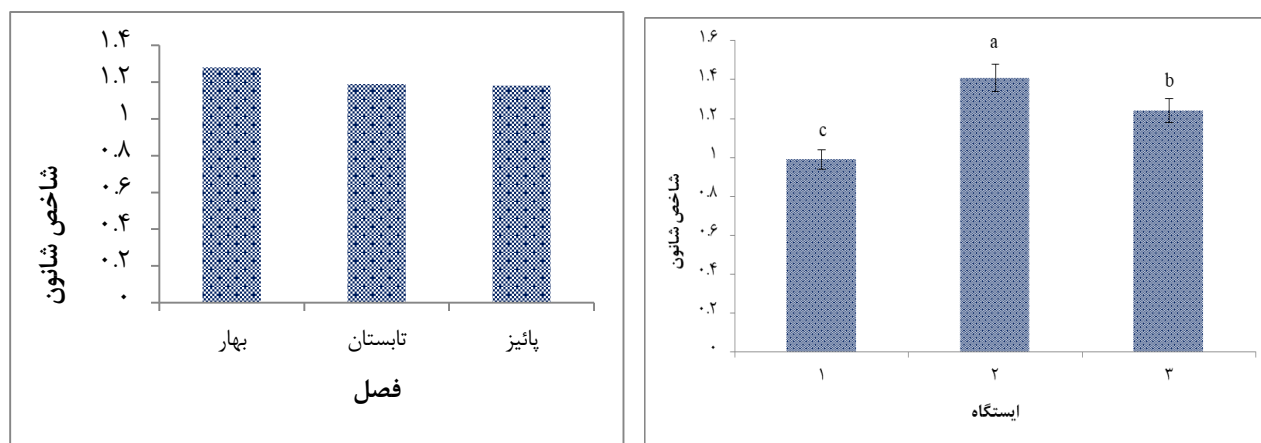
بهار و پاییز از دیگر ایستگاه‌ها بیشتر بود اما در فصل تابستان میزان آن از ایستگاه ۱ به سمت ایستگاه ۳ روند کاهشی غیرمعنی‌دار داشت. اما تغییرات شاخص غالبیت سیمپسون دارای روند نسبتاً برعکس با دیگر شاخص‌ها بود و تفاوت آن فقط در فصل پاییز معنی‌دار بود و بیشترین آن همانند فصل تابستان در ایستگاه ۱ به دست آمد. روند تغییرات شاخص بریلوین نیز کاملاً همانند شاخص شانون بود (جدول ۳).

جدول ۳- شاخص ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی طی فصول و ایستگاه‌های مختلف رودخانه آزاد، ۱۴۰۱

شاخص	ایستگاه			فصل	
	بهار	تابستان	پاییز		
شانون	۱	$1/13 \pm 0/18$	$1/01 \pm 0/07^b$	$0/83 \pm 0/16^b$	
	۲	$1/49 \pm 0/25$	$1/4 \pm 0/2^a$	$1/35 \pm 0/16^a$	
	۳	$1/21 \pm 0/05$	$1/17 \pm 0/03^{ab}$	$1/35 \pm 0/13^a$	
مارگالف	۱	$0/84 \pm 0/33^b$	$1/26 \pm 0/24$	$0/89 \pm 0/07^c$	
	۲	$1/15 \pm 0/1^b$	$1 \pm 0/06$	$1/12 \pm 0/16^b$	
	۳	$1/52 \pm 0/14^a$	$0/98 \pm 0/57$	$1/54 \pm 0/08^a$	
سیمپسون	۱	$0/36 \pm 0/06$	$0/46 \pm 0/04$	$0/58 \pm 0/11^a$	
	۲	$0/29 \pm 0/08$	$0/3 \pm 0/08$	$0/33 \pm 0/07^b$	
	۳	$0/41 \pm 0/03$	$0/38 \pm 0/01$	$0/32 \pm 0/05^b$	
بریلوین	۱	$1/11 \pm 0/17$	$1 \pm 0/06^b$	$0/81 \pm 0/16^b$	
	۲	$1/47 \pm 0/26$	$1/39 \pm 0/2^a$	$1/32 \pm 0/16^a$	
	۳	$1/19 \pm 0/05$	$1/15 \pm 0/03^{ab}$	$1/31 \pm 0/13^a$	

*حروف غیرمشابه در هر ستون نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در هر دوره در سطح ۰/۰۵ است.

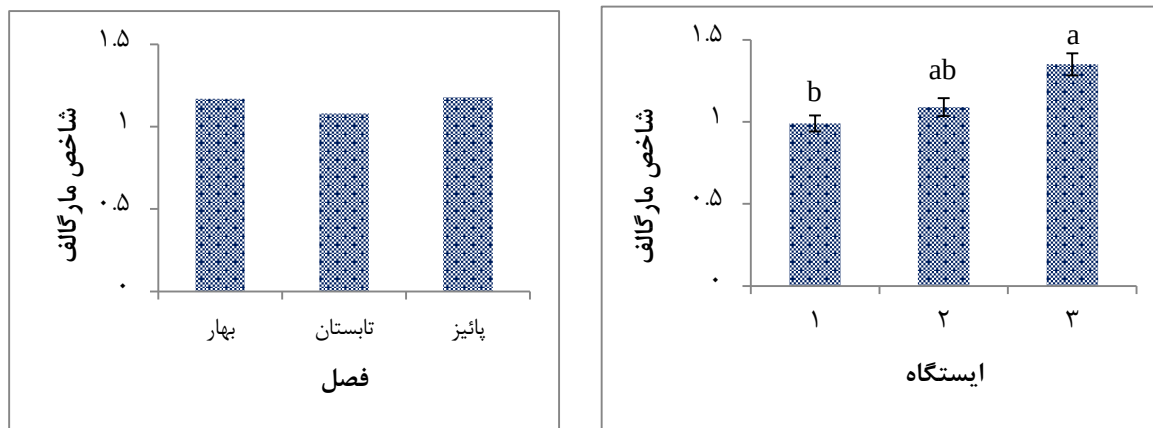
در بررسی شاخص تنوع شانون در کل دوره نشان داده شد که میزان آن در ایستگاه ۲ دارای بیشترین (۱/۴۱) و در ایستگاه ۱ دارای کمترین مقدار (۰/۹۹) بود ($P < 0/05$) اما بین فصول مختلف تفاوت معنی‌دار مشاهده نشد اگرچه بیشترین آن در فصل بهار بود (شکل ۳).



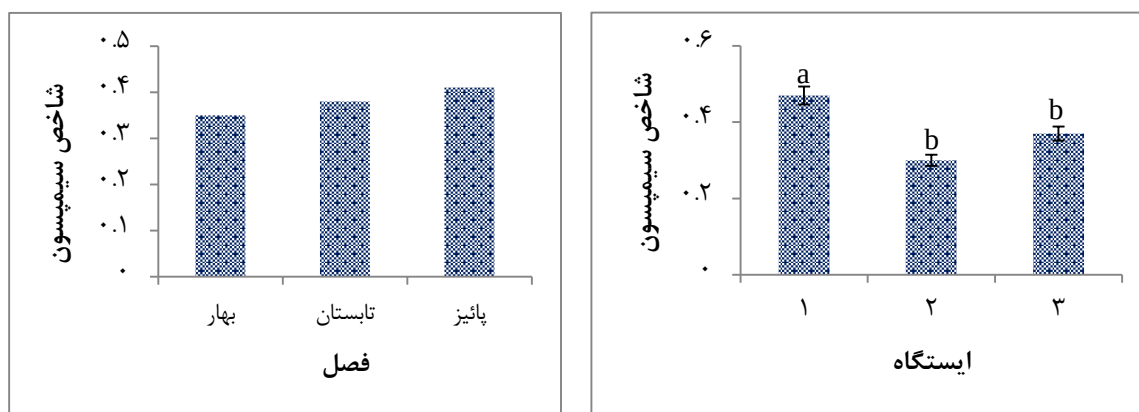
شکل ۳- شاخص شانون طی دوره و ایستگاه‌های مختلف رودخانه آزاد، ۱۴۰۱ (*حروف غیرمشابه نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار است)

اما با بررسی شاخص غنای گونه‌ای مارگالف مشاهده شد که میزان آن در ایستگاه ۳ دارای بیشترین (۱/۳۵) و در ایستگاه ۱ دارای کمترین مقدار (۰/۹۹) بود که این تفاوت فقط بین ایستگاه ۳ و ۱ معنی‌دار بود ($P < 0/05$) و همانند شاخص شانون، تفاوت معنی‌دار بین فصول مختلف مشاهده نشد (شکل ۴). برعکس شاخص‌های مورد بررسی، افزایش معنی‌دار شاخص غالبیت

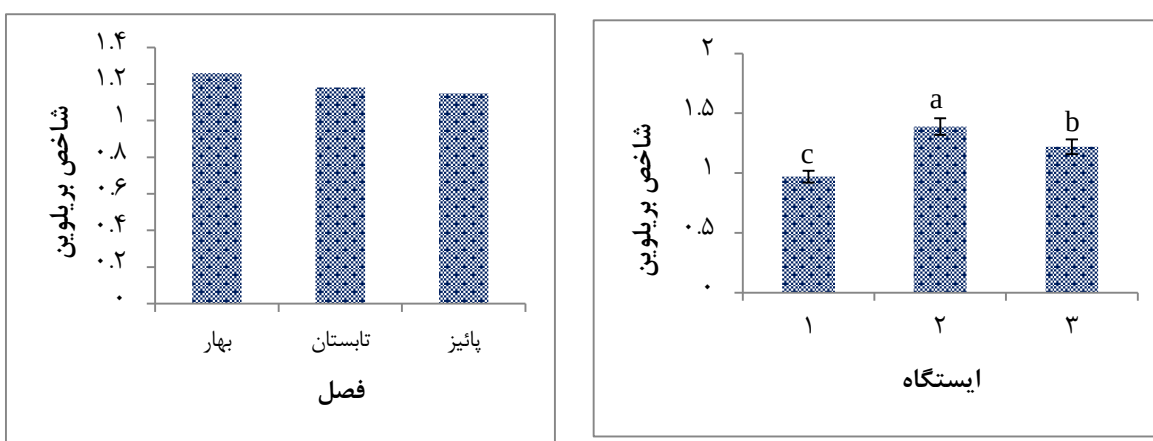
سیمپسون در ایستگاه ۱ (۰/۴۷) و کمترین در ایستگاه های ۲ و ۳ به دست آمد (شکل ۵). روند تغییرات شاخص بریلوین در کل دوره مطالعه همانند تغییرات مشاهده شده در شاخص شانون بود (شکل ۶).



شکل ۴- شاخص مارگالف طی دوره و ایستگاه های مختلف رودخانه آزاد، ۱۴۰۱ (*حروف غیرهمنام نشان دهنده تفاوت معنی دار است)



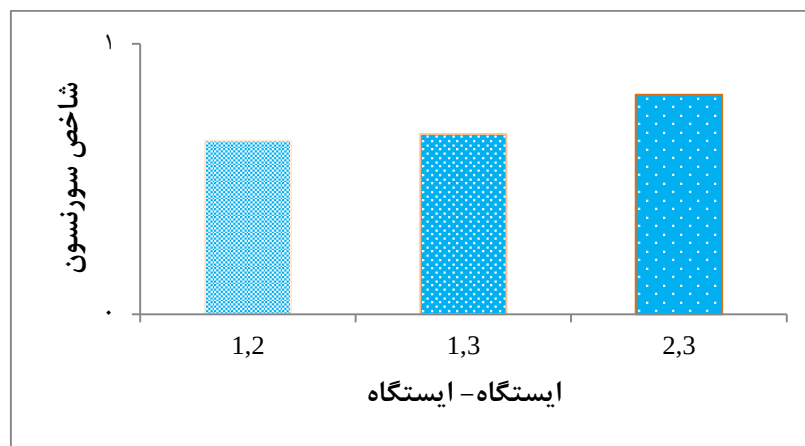
شکل ۵- شاخص سیمپسون طی دوره و ایستگاه های مختلف رودخانه آزاد، ۱۴۰۱ (*حروف غیرهمنام نشان دهنده تفاوت معنی دار است)



شکل ۶- شاخص بریلوین طی دوره و ایستگاه های مختلف رودخانه آزاد، ۱۴۰۱ (*حروف غیرهمنام نشان دهنده تفاوت معنی دار است)

شاخص سورنسون: نتایج تعیین شاخص سورنسون نشان داد که میزان شباهت و نزدیکی بین ایستگاه ها از نظر وجود گروه های مشترک بزرگ بی مهرگان کفزی در ایستگاه ۱ با ایستگاه ۲ در مقایسه آن با سایر ایستگاه ها کمتر بود در حالی که، بیشترین

میزان شباهت بین ایستگاه ۲ و ۳ مشاهده شد. لازم به ذکر است با وجود فاصله کم بین ایستگاه ۱ با ۲ اما شاخص سورنسون نسبت به ایستگاه ۱ و ۳ مقداری کمتر بود (شکل ۷).



شکل ۷- شاخص سورنسون بین ایستگاه‌های مورد مطالعه در رودخانه آزاد، ۱۴۰۱

بحث و نتیجه‌گیری

منابع مختلف آلودگی از عوامل مؤثر در تغییر ساختار جمعیت بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی و شاخص‌های تنوع است و نتیجه آن می‌تواند منجر به افزایش گروه‌های مقاوم و کاهش گروه‌های حساس گردد به‌طوری‌که حضور یا عدم حضور برخی از گونه‌ها، نشان‌دهنده کیفیت آب از نظر میزان آلودگی یا عدم آلودگی است (Jalili, 2020). مطالعه انجام شده در حوضه رودخانه آزاد به‌لحاظ افزایش گروه‌های مقاوم به آلودگی با نتایج مطالعات (Gowen *et al.*, 1991; Julio, 1991; Loch *et al.*, 1996; Fries and Bowles, 2002; Ghane *et al.*, 2006; Julio *et al.*, 2007; Karimian, 2010; Abbaspour *et al.*, 2011) مطابقت داشت. در مطالعه حاضر لارو حشرات آبی، موجودات غالب جمعیت بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی رودخانه آزاد را تشکیل دادند. محققان زیادی در مطالعات خود به غالبیت حشرات آبی در ترکیب کفزیان نه‌رها و رودخانه‌ها اشاره نموده‌اند (Lenat, 1988; Pipan, 2000; Pillay, 2004; Ghane *et al.*, 2006; Kamali & Esmaili Sari, 2009; Karimian, 2012; Sadegh Saba *et al.*, 2009; Abbaspour *et al.*, 2011; Mirrasoli *et al.*, 2012). همکاران (۲۰۱۲) در شناسایی ماکروبن‌توزهای رودخانه دز و غالبیت جمعیت راسته کرم‌های کم‌تار همخوانی نداشت.

در این مطالعه از سنج‌های جمعیتی کفزیان شامل شاخص شانون، غنای مارگالف، سیمپسون و بریلوین برای تعیین میزان اثرپذیری و طبقه‌بندی ایستگاه‌ها براساس میزان تنوع و تشابه جمعیت کفزیان در پاسخ به آلودگی ناشی از پساب پرورشی استفاده شد. اگرچه رابطه بین شاخص‌های تنوع با پایداری اکوسیستم ساده نیست اما محاسبه شاخص‌های تنوع بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی، یک ویژگی مهم در ساختار اکوسیستم برای به‌دست آوردن شناخت مستقیم از سلامت زیستی است (Washington, 2003). محققین برای ارزیابی اثرات آلودگی مواد آلی روی ساختار جمعیتی منابع آب عنوان کردند که هرگاه شاخص تنوع شانون کمتر از ۱ باشد اکوسیستم آلوده و دارای شرایط بد است، بین ۱-۲ وضعیت اکوسیستم ضعیف، بین ۲ تا ۳ شرایط متوسط، بین ۳ تا ۴ وضعیت خوب و بیشتر از ۴ شرایط عالی است (Jørgensen *et al.*, 2005). در مطالعه حاضر ب‌اساس شاخص تنوع شانون، روند تغییرات تنوع بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌ها نسبتاً کم بود به‌طوری‌که، میزان آن بین ۱/۱۸ تا ۱/۲۸ (فصل بهار) در کل دوره بین فصول مختلف معنی‌دار نبود اما میزان در ایستگاه ۲ دارای بیشترین (۱/۴۱) و ایستگاه ۱ نیز دارای کم‌ترین میزان (۰/۹۹) بود. به‌نظر می‌رسد این شاخص به‌تنهایی ارزیابی دقیقی از کیفیت آب را نشان ندهد، چراکه ممکن است تنوع در یک مکان آلوده برابر یا حتی بیشتر از مکان غیرآلوده باشد ولی در اثر آلودگی زیاد، ترکیب موجودات تغییر یابد (Lydy *et al.*, 2000)، به‌طوری‌که، در تحقیق حاضر بیشترین این تنوع در ایستگاه ۲ با مقدار ۱/۴۱ مشاهده شد در حالی‌که ایستگاه ۱ همراه با

آلودگی کمتر دارای کمترین میزان بود. این نتایج با نتایج Sharifinia و همکاران (۲۰۱۲)، مطالعه Mirrasoli و همکاران (۲۰۱۲) که نشان داد رودخانه زرین گل به لحاظ تنوع شانون ($2.6-0.0$) در محدوده بسیار آلوده قرار دارد که کمترین آن مربوط به ایستگاه های آلوده بود و همچنین با نتایج مطالعات Hilsenhoff (۱۹۸۸) و Gessup و همکاران (۱۹۹۹) و مطالعات دیگر (Fries and Bowles, 2002) مغایرت داشت.

شاخص مارگالف معرف غنای گونه ای اکوسیستم و گویای وضعیت محیط از لحاظ شرایط مناسب زیست آنها است. پایین بودن مقدار عددی این شاخص با میانگین $1/14$ در منطقه مورد مطالعه بیانگر عدم سلامت و وجود عوامل استرس زا و شرایط نامساعد زیستی در محیط بوده و با افزایش استرس محیط، گونه ها به تدریج حذف شده، یا تغییر محل داده و یا تعدادشان کاهش یافته است. غنای تاکسونی مارگالف نیز در کل دوره بررسی و در دوره های مختلف نمونه برداری تقریباً روند کمی متفاوت را با شاخص شانون نشان داد که این تفاوت جزئی بین دو شاخص مذکور ناشی از نحوه پراکنش و توزیع موجودات است که در تعدادی مشخص از موجودات، هرچقدر توزیع بین گونه های یکنواخت تر باشد شاخص شانون افزایش می یابد. شاخص غنای گونه ای مارگالف نشان داد که تمامی ایستگاه ها از وضعیت نامطلوبی برخوردارند به طوری که کمترین آن در ایستگاه ۱ ($0/99$) و بیشترین آن در ایستگاه ۳ با مقدار $1/35$ مشاهده گردید اگرچه این انتظار وجود نداشت که در ایستگاه های پایین دست و بعد از ورود پساب پرورشی میزان این شاخص افزایش یابد. شاخص غنای کل از شاخص فشارهای محیطی است ولی هرگاه میزان مواد آلی وارده به رودخانه شدید نباشد این شاخص در ایستگاه های تحت تأثیر افزایش می یابد (Taylor and Baily, 1997)، که این افزایش در ایستگاه های تحت تأثیر پساب پرورش ماهی مشاهده شد. لازم به ذکر است این افزایش تنوع در ایستگاه های پایین دست بیشتر ناشی از حضور گروه هایی متعلق به عنکبوتیان، شکم پایان، دوکفه ای ها، دوبالان، استراکودا و زالوها بود که در گروه های مقاوم به آلودگی طبقه بندی می شوند و این می تواند نشانه خوبی از وضعیت سلامت و پایداری اکوسیستم نباشد.

در شاخص غالبیت سیمپسون عدد به دست آمده بین صفر (عدم وجود غالبیت در بین گونه ها) و یک (غالبیت شدید در بین گونه ها) قرار دارد و نتایج آن برعکس شاخص های تنوع زیستی است. در محیط هایی که شرایط نامساعد زیستی زیاد باشد، مقدار این شاخص نیز افزایش پیدا می کند، زیرا در چنین شرایطی تعداد محدودی از گونه های مقاوم، توانایی زنده ماندن را دارند (Gray, 2000). در بررسی شاخص سیمپسون نشان داده شد که میزان آن در ایستگاه ۱ با بیشترین میزان ($0/47$) نسبت به دیگر ایستگاه ها معنی دار بود. از آنجا که بین شاخص شانون و غالبیت سیمپسون رابطه معکوس وجود دارد، مقایسه نتایج مشخص کرد هرچه غالبیت گونه ای خاص افزایش یابد از تنوع کاسته شده و با افزایش تنوع، میزان غالبیت کاهش می یابد. در این تحقیق نیز مشاهده شد تنوع شانون در ایستگاه ۱ با میزان $0/99$ دارای کمترین در حالی که از نظر شاخص غالبیت سیمپسون $0/47$ دارای بیشترین بود که ناشی از غالبیت زیاد خانواده Baetidae ($51/96\%$) نسبت به دیگر ایستگاه ها بود. تفسیر روابط بین شاخص های زیستی همیشه ساده نبوده و تنوع و فراوانی بزرگ بی مهرگان کفزی در رابطه با عوامل متعددی از جمله مقدار غذا، عمق و نوع بستر، شرایط محیطی و مقدار مواد آلی و تغییرات بیولوژیکی مثل رقابت و شکار (Barbone, 2012) می تواند بحث برانگیز باشد. رابطه بین شاخص های تنوع با پایداری اکوسیستم ساده نیست، به عنوان مثال این شاخص ها به آلودگی فلزات سنگین حساسیت نشان نمی دهند، زیرا این عناصر جمعیت همه گونه ها را تقریباً به نسبت یکسان تحت تأثیر قرار می دهد (Taylor and Baily, 1997).

همان طور که نتایج شاخص سورنسون نیز نشان داد بیشترین میزان شباهت بین ایستگاه ۲ و ۳ مشاهده شد که این شاید ناشی از وجود اثرات پساب مزراع پرورشی در ایستگاه ۲ باشد که منجر به ایجاد جمعیتی از گروه های بتوزی شده که در ایستگاه ۳ نیز رد پای این اثر مشاهده شد. گاهی در اکوسیستم های آبی میزان آلودگی آلی به قدری است که فقط در یک محدوده مکانی مشخصی باعث تغییر می شود اما حتی این تغییرات کم، با ایجاد تغییر در ساختار جمعیتی بزرگ بی مهرگان کفزی به خوبی نمایان می گردد، پدیده ای که مانند تحقیق حاضر در بعضی مطالعات به وضوح نشان داده شده است (Loch et al., 1999; Voelker and Renn, 2000; Ghane et al., 2006; Puig and Ortize, 2007; Tello et al., 2009; Abbaspour et al., 2011; Mirrasoli et al., 2012). اما اگر عوامل مخرب محیط رودخانه بیشتر باشد، جوامع فوق عکس العمل های شدیدتری از خود بروز

داده و در نتیجه تفاوت‌های منطقه‌ای با سایر مطالعات بارزتر می‌شود. به‌طور کلی از ضریب تنوع تحت شرایط بسیار محدود می‌توان برای تعیین کیفیت آب استفاده کرد، چراکه منابع آبی کوچک، سرد و بکر به‌طور طبیعی دارای تنوع کمتری از موجودات هستند حال آن‌که اگر با ضریب تنوع مورد بررسی قرار گیرند، ممکن است به‌عنوان یک منبع آلوده مطرح شوند. بنابراین شاخص‌های تنوع همیشه نمی‌تواند به‌درستی برای تعیین کیفیت آب مورد استفاده قرار گیرد اگرچه در مطالعه حاضر عکس‌العملی مناسب نسبت به تغییرات محیطی داشتند. به‌طور کلی، شاخص‌های ساختار جمعیت در ایستگاه‌های پائین‌دست بخصوص ایستگاه ۳ افزایش پیدا کرد که این می‌تواند نشان‌دهنده عدم اثر نامطلوب پساب مزرعه پرورش ماهی روی شاخص‌های مورد بررسی در شرایط مطالعه حاضر باشد اگرچه افزایش شاخص‌های تنوع، بیشتر ناشی از افزایش تنوع گروه‌های مقاوم به آلودگی بود، بنابراین پیشنهاد می‌گردد برای تعیین دقیق اثرات آبی‌پروزی، عوامل زیستی و غیرزیستی همزمان بررسی شود.

ملاحظات اخلاقی

حامی مالی

مقاله حاضر با حمایت مالی و معنوی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی و مدیریت امور شیلات آذربایجان استان کردستان انجام شد.

نویسنده اصول اخلاقی را در انجام و انتشار این پژوهش علمی رعایت نموده‌اند و این موضوع مورد تأیید است.

بیانیه دسترسی به داده‌ها

داده‌های پژوهش حاضر از طریق درخواست از نویسنده قابل دسترسی است.

سپاسگزاری

بدینوسیله از همکاری و رهنمون‌های همیشگی مدیریت و کارشناسان محترم شیلات استان کردستان، از آقای مهندس نظیر واحدی ناظر پروژه بابت همراهی در انجام تمام امور اجرایی تحقیق، پرسنل محترم مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان کردستان، از پرسنل محترم مزرعه پرورشی زرین ماهی و تمامی همکاران و دانشجویان عزیز که در پیشبرد اهداف تحقیق حاضر نقش موثر داشتند، خاضعانه تشکر و قدردانی بعمل می‌آید.

References

- Abbaspour R., Alizadeh Sabet H.R., Hedayatifard M., Karimi J. 2011. Biological assessment of the Cheshmeh-Kileh River in Tonekabon using biological indicators, population structure and biomass of benthic macroinvertebrates. *Journal of Aquatic Life and Fisheries* 2(8), 63-75.
- Ahmadi M.R., Nafisi Bahabadi M. 2001. Identification of Invertebrate Indicator Organisms of Running Waters. Khaybar Press, Tehran. 240 p.
- 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.
- Borja A., Bricker S.B., Dauer D.M., Demetriades N.T., Ferreira J.G., Forbes A.T., Hutchings P., Jia X., Kenchington R., Marques J.C., Zhu C. 2008. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1519-1537.
- Caspian Sea Ecological Research Center. 2017. Basic Studies Report (Meteorology and Climate-Hydrology). Agricultural Jihad Organization of Kurdistan Province. 83 p. (In Persian)
- Company of Iranian Water Resources Management. 2017.

- FAO. 2016.** The state of world fisheries and aquaculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Contributing to food security and nutrition for all. 200 p.
- FAO. 2022.** The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. Towards Blue Transformation. Rome.
- FAO. 2024.** The State of World Fisheries and Aquaculture 2024 – Blue Transformation in action. Rome. 232 p. <https://doi.org/10.4060/cd0683en>.
- Ghane A., Ahmadi M., Esmaili A., Mirzajani A. 2006.** Biological assessment of Chafroud River (Guilan Province) using macrobenthic population structure. *Journal of Agricultural Sciences and Technologies and Natural Resources* 10(1), 247-257.
- Gray J.S. 2000.** The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 250. 23-49.
- Hilsenhoff W.L. 1988.** Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7(1), 65-68.
- Jørgensen S.E., Costanza R., Xu F.L. 2005.** Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health. CRS press. 439 p.
- Julio A. Camargo, Gonzalo C. 2007.** Physicochemical and biological changes downstream from a trout farm outlet: Comparing 1986 and 2006 sampling surveys. *Limnetica* 26(2), 405-414.
- Kamali M., Esmaeili Sari A. 2009.** Biological assessment of Lasem River (Amol city-Mazandaran province) using the structure of benthic macroinvertebrate populations. *Journal of Biological Sciences*, 3(1), 51-61. (In Persian)
- Karimian E. 2010.** Study of the dynamics and population density parameters of *Neogobius spp.* and its relationship with environmental factors in Kabudval, Zarringol and Shirabad streams - Golestan province. Master's thesis, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources. 213 p. (In Persian)
- Karimian E., Javanshir A., Ghorbani R. 2009.** Determination of biological indicators of water quality in Qeshlaq River, Sanandaj, Iran. *Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources* 16(2), 99-108.
- 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.
- Mirrasoli A., Nezami S., Khara H., Ghorbani R. 2012.** The effect of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farm effluent on large benthic invertebrates of the Zarringol River. *Journal of Aquaculture Development* 6(2), 81-92. (In Persian)
- Pillay T.V.R. 2007.** Aquaculture and the environment. Former Programmed. Fishing News Books, Blackwell Publishing, Ltd. 189 p.
- Puig M.A., Ortize J.D. 2007.** Point source effects on density, biomass and diversity of brnthic macroinvertebrate in a meditaranean stream. *River Research and Applications* 23(2), 155-170.
- Sadegh Saba M.S., Nabavi S.M.B., Rajabzadeh A., 2012.** Study of the structure and diversity of macrobenthos in the Dez River within the Dez Wildlife Sanctuary in the autumn and winter seasons. *Journal of Wetland Ecobiology* 4(13), 9 p. (In Persian)
- Sharifinia M., Imanpour Namin J., Bozorgi Makrani A. 2012.** Ecological assessment of the Tajan River using major trophic groups of benthic invertebrates and biological indicators. *Journal of Applied Ecology* 1, 80-96. (In Persian)
- Tello A., Corner R.A., Telfer T.C. 2009.** How do land-based salmonid farms affect stream ecology? A reviwe. *Environmental Pollution* 158, 1147-1158.
- 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.
- Washington H.G. 2003.** Diversity, biotic, similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18, 653-694.
- Zivic I., Markovic Z., Filipovic-Rojka Z., Zivic M. 2009.** Influence of a trout farm on water quality and macrozoobenthos communities of the receiving stream (Tresnjica River, Serbia). *International Review of Hydrobiology* 94, 673-687.