

## Assessment of water quality and trophic status using biological indices (periphyton and zooplankton) in the Khersan River, Charmahal and Bakhtiari Province

Rahmati R.<sup>1\*</sup>; Makhloogh A.<sup>1</sup>; Alishah N.<sup>1</sup>; Nasrollahzadeh Saravi H.<sup>1</sup>; Fazli H.<sup>1</sup>; Rahnama B.<sup>1</sup>;  
Ahmadnejad Chehreh A.<sup>1</sup>; Kardar Rostami M.<sup>1</sup>

\*rahmati764@gmail.com

1-Caspian Sea Ecology Research Center, Iranian Fisheries Science Research Institute (IFSRI),  
Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Sari, Iran

Received: October 2025

Accepted: December 2025

Published: May 2026



Copyright: © 2025 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

### Introduction

Hydrological processes and the physicochemical characteristics of rivers have been altered by climate change, particularly due to anthropogenic influences, resulting in significant consequences for riverine habitats and aquatic ecosystems (Gilvear *et al.*, 2002). The combined effects of severe pollutant loading and disrupted hydrodynamics associated with dam construction further diminish the ecological capacity of river systems (Zhang *et al.*, 2019). Advances in our understanding of the structural and functional dynamics of aquatic communities now provide opportunities for more effective management of environmental instability and pollution (Ekpo, 2013). Aquatic organisms, through their continuous interactions with one another and with the surrounding water environment, play a critical role in sustaining ecosystem integrity (Caroni *et al.*, 2013). In flowing waters, where hydrological changes are rapid and difficult to estimate, physicochemical measurements due to their instantaneous nature cannot reflect the integration of multiple environmental factors or the long-term stability of river ecosystems. Consequently, biological monitoring, employing living organisms as bioindicators, is indispensable for assessing ecological conditions and detecting change (Oertel and Salanki, 2003). This study, conducted for the first time in the Khersan River basin, focuses on the Khersan 3 Dam, a double-arch concrete dam currently under construction in Lordegan County, Chaharmahal and Bakhtiari Province. In this study, biological Indices based on periphyton and zooplankton communities were used to assess the water quality status of the Marbareh and Bashar tributaries entering the Khersan River, in order to better understanding and implement necessary conservation strategies.

### Methodology

Five stations were selected for investigation: St1: Marbareh River (under the entrance bridge of Ab-Malakh village); St2: Marbareh River (under the bridge of Narmeh village); St3: Upstream of the dam site

(at the beginning of the reservoir); St4: Confluence of the Bashar and Marbareh rivers (before the village of Dowrah Ghamashkeh); St5: Location of the Khersan-3 Dam reservoir (the dam is under construction). Seasonal sampling was conducted throughout 2023 and 2024. Laboratory analyses of periphyton and zooplankton followed the protocols of APHA (2017), Wetzel and Linkens (1991), and Postel *et al.* (2000). Taxonomic identification was guided by references including Tiffany and Britton (1971), Habit and Pankow (1976), Hartley *et al.* (1996), Boltovskov (2000), Kuticova (1970), and Manolova (1964). Indices of species diversity and evenness were calculated according to Mason (1982). The saprobic index was computed following Sladeczek (1973), Papadimitriou *et al.* (2010), and Li *et al.* (2017), while the Diatom Trophic Index was determined using the method of Kelly and Whitton (1995). Physicochemical parameters were measured in accordance with APHA (2017) standards. Statistical analyses were performed using SPSS version 22. Data were tested for normality, and non-normal distributions were normalized through logarithmic transformation. Temporal and spatial variations were examined using one-way ANOVA and Duncan's post hoc test, and Pearson correlation was applied to explore relationships between selected physicochemical factors and biological indices.

## Results

The annual qualitative and quantitative data analysis of microalgae in periphyton at sampling stations revealed the presence of 68 species. Periphyton organisms were identified across five phyla: Bacillariophyta, Cyanobacteria, Chlorophyta, Euglenozoa, and Xanthophyta. Bacillariophyta accounted for the highest percentage of species (74%). Dominant species were introduced at each station. Variance analysis comparing the mean total density of periphyton showed no significant differences between stations ( $p \geq 0.05$ ). The lower densities occurred in warmer seasons and higher densities in colder seasons. The annual analysis of zooplankton at sampling stations revealed 13 species, 4 genera, and 1 family. Zooplankton were identified across four phyla: Rotifera, Ciliophora, Cladocera, and Copepoda. Rotifera accounted for the highest percentage of species (56%). Dominant species were introduced at each station. Duncan's test in the comparative analysis of mean total density across stations identified Station 4 as significantly different ( $p \leq 0.05$ ). zooplankton, also showed lower densities in warmer seasons and higher densities in colder seasons. Abiotic factors were measured to support biological data analysis and index values. Most stations, based on Shannon diversity index for both biological groups, fell within the range of 1 to 3, indicating moderate pollution. Species evenness index ranged: For periphyton: 0.67 to 0.97, For zooplankton: 0.44 to 0.98. Saprobian index based on periphyton ranged from 1.78 to 2.01, and for zooplankton from 1.51 to 2.01. The organic pollution index across all stations and seasons for both groups indicated  $\beta$ -mesosaprobic conditions, or moderate organic pollution. Diatom index values ranged from 2.17 to 3.74, indicating mesotrophic to eutrophic conditions in spring and summer, and eutrophic conditions in colder seasons suggesting moderate to high nutrient loading.

## Discussion and conclusion

The biological data from various stations along Khersan river during the 2023–2024 indicated that the ecological conditions of these rivers generally fall within the range of moderate organic pollution. The Shannon species diversity index for both biological groups ranged between 1 and 3, corresponding to semi-stable conditions and moderate pollution levels. The saprobic index, calculated based on periphyton (1.78–2.01) and zooplankton (1.51–2.01), also placed all stations within the  $\beta$ -mesosaprobic range, indicating moderate organic pollution. The species evenness index showed relative balance, especially among periphyton, and species indicative of severe pollution were neither abundant nor dominant. The widespread presence of dominant diatoms such as *Diatoma vulgare* and *Navicula* sp. both indicators of moderate pollution aligns with the saprobic index values. Similarly, the dominant zooplankton species across all stations were indicators of moderate organic pollution (Kulas *et al.*, 2021). Station 4 exhibited the highest density of both periphyton and zooplankton communities, as well as the highest species diversity index for both groups. However, the lowest populations of these organisms were recorded in spring, likely due to flood conditions and high water discharge (50–66 m<sup>3</sup>/s) across all stations. The lowest Shannon diversity index values were also calculated for spring. The Shannon index for periphyton showed a strong inverse correlation with water flow ( $r = -0.67$ ) and total suspended solids (TSS) ( $r = -0.59$ ). The latter may affect light penetration, sediment abrasion, and substrate conditions (Yuli Herawati *et al.*, 2024). The Shannon index for zooplankton showed a strong direct correlation with dissolved oxygen concentration ( $r = 0.5$ ) and nitrate concentration ( $r = 0.53$ ), and a strong inverse correlation with total phosphorus ( $r = -0.59$ ). This may be influenced by the positive correlation ( $r = 0.55$ ) between phytoplankton and zooplankton diversity indices in the basin. In spring, floodwaters and wastewater inflows increased total phosphorus concentrations across all stations compared to colder seasons, while total nitrogen concentrations decreased in warmer seasons. This imbalance in the nitrogen-to-phosphorus ratio with high discharge and suspended solids, likely reduced light penetration resulting in lower diversity and density of periphyton, phytoplankton, and subsequently zooplankton (Liu *et al.*, 2023). The saprobic index for periphyton showed a moderate direct correlation with BOD<sub>5</sub> ( $r = 0.45$ ). Higher BOD<sub>5</sub> levels in winter, along with elevated saprobic index values, suggest increased organic pollution, altered nutrient cycles, and higher trophic levels (Sulastri *et al.*, 2021). The Diatom Trophic Index (TDI), indicated eutrophic conditions with clear nutrient loading in autumn and winter, and mesotrophic to eutrophic conditions with moderate to critical nutrient loading in spring and summer. The dominance and species richness of Bacillariophyta (diatoms) in most stations (2–5) suggest favorable conditions for their high density compared to other microalgae like Cyanobacteria and Chlorophyta. Diatoms thrive in cold temperatures and turbid waters with high suspended solids, and their ability to attach to substrates and form biofilms helps them resist being washed away in high-flow environments (Yoo *et al.*, 2025). The Khersan River basin represents a system with moderate to high nutrient loading. However, due to physical constraints such as strong water flow, turbidity, and high suspended solids, this nutrient richness does not translate into high biomass. Bacillariophyta dominate not by sheer density but through resilience and competitive

advantage under harsh and variable conditions. Upstream activities, flow changes due to dam construction, and gradual inflow of runoff and organic pollutants may soon disrupt the relative balance of biological species distribution. This study is the first of its kind in this watershed, and future monitoring at shorter intervals is essential to assess nutrient loading and trophic status.

**Conflict of interest**

The authors declare that they have no conflict of interest.

**Acknowledgment**

We sincerely express our gratitude to the Iranian Fisheries Science Research Institute for its support, which provided the scientific and laboratory framework for this study. This research was derived from the project entitled “Investigation of the abundance and biodiversity of plankton and periphyton communities in the sub-basin rivers of Khersan 3 Dam” with the approved code 14-76-12-114-02049-021030.

## مقاله علمی - پژوهشی:

# بررسی کیفیت آب و وضعیت تروفیک<sup>۱</sup> (تغذیه ای) با تکیه بر شاخص های زیستی (پریفیتون و زئوپلانکتون) در رودخانه خرسان، استان چهارمحال و بختیاری

رحیمه رحمتی<sup>۱\*</sup>، آسیه مخلوق<sup>۱</sup>، نرگس عالیشاه<sup>۱</sup>، حسن نصراله زاده ساروی<sup>۱</sup>، حسن فضلی<sup>۱</sup>، بهزاد رهنما<sup>۱</sup>، احد احمدنژاد چهره<sup>۱</sup>، محمد کاردر رستمی<sup>۱</sup>

\*rahmati764@gmail.com

۱- پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، ساری، ایران

تاریخ چاپ: اردیبهشت ۱۴۰۵

تاریخ پذیرش: آذر ۱۴۰۴

تاریخ دریافت: مهر ۱۴۰۴

## چکیده

پژوهش حاضر با هدف بررسی کیفیت آب و وضعیت تروفیک (تغذیه ای) رودخانه خرسان در شهرستان لردگان (استان چهارمحال و بختیاری) انجام شد. برای ارزیابی شرایط زیستی، شاخص های Shannon (تنوع گونه)، Evenness (یکنواختی گونه)، Saprobic (آلودگی آلی) و TDI (شاخص تروفی دیاتومه) بر اساس جوامع پریفیتون و زئوپلانکتون مورد استفاده قرار گرفت. نمونه برداری به صورت فصلی از پاییز ۱۴۰۲ لغایت تابستان ۱۴۰۳ در پنج ایستگاه انجام شد. نتایج نشان داد که در جوامع پریفیتونی پنج شاخه شامل ۳۰ جنس و ۳۸ گونه و در جوامع زئوپلانکتونی چهار شاخه شامل یک خانواده، ۴ جنس و ۱۳ گونه شناسایی شد. شاخه Bacillariophyta با ۷۴ درصد و شاخه Rotifera با ۵۶ درصد دارای بیشترین سهم گونه ای بودند. شاخص تنوع Shannon در بیشتر ایستگاه ها برای هر دو گروه زیستی در محدوده ۱ الی ۳ قرار گرفت که بیانگر شرایط آلودگی متوسط بود. شاخص یکنواختی گونه برای پریفیتون ها ۰/۹۷-۰/۶۷ و برای زئوپلانکتون ها ۰/۹۸-۰/۴۴ محاسبه شد. شاخص Saprobity بر اساس پریفیتون در محدوده ۱/۷۸-۲/۰۱ و بر اساس زئوپلانکتون در محدوده ۲/۰۱-۱/۵۱ قرار داشت. این نتایج نشان دهنده شرایط آلودگی آلی متوسط<sup>۲</sup> در همه ایستگاه ها و فصول بود. شاخص دیاتومه نیز در محدوده ۲/۱۷-۳/۷۴ قرار گرفت که شرایط مزوتروفی تا یوتروفی را در بهار و تابستان و شرایط یوتروفی را در پاییز و زمستان نشان داد. این وضعیت بیانگر بارگذاری متوسط تا زیاد مواد مغذی در رودخانه است. بررسی ها نشان داد که با وجود غناء فصلی مواد مغذی به ویژه فسفر، محدودیت های فیزیکی (جریان شدید آب و مواد معلق)، مانع افزایش زی توده شدند. شاخه Bacillariophyta نه با تراکم بیشتر بلکه با مقاومت و رقابت مؤثر، غلبه داشتند. کنترل بارگذاری مواد مغذی برای حفظ تعادل توزیع گونه ها در آینده ضروری است. همچنین زئوپلانکتون های غالب در همه ایستگاه ها شاخصی از آلودگی آلی متوسط بودند که با نتایج پریفیتون ها همخوانی داشت.

**لغات کلیدی:** رودخانه خرسان، کیفیت آب، پریفیتون، زئوپلانکتون، شاخص زیستی

\*نویسنده مسئول



Copyright: © 2025 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

<sup>1</sup> Trophic status

<sup>2</sup> Beta-mesosaprobic

## مقدمه

رودخانه‌ها به عنوان منبع مهم آب شیرین نقش مهمی در اکوسیستم دارند. متاثر از تغییرات اقلیمی به خصوص فعالیت‌های بشر، فرایندهای هیدرولوژیک و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی رودخانه‌ها تغییر یافته و دارای پیامدهایی برای زیستگاه‌های رودخانه‌ای و اکوسیستم‌های آبی است (Gilvear *et al.*, 2002). با شتاب گرفتن شهرنشینی، رودخانه‌ها اغلب با انواع مختلف آلاینده‌های انسانی ناشی از فاضلاب خانگی، فاضلاب صنعتی، سرریز آب باران و ... آلوده می‌شوند (Zhu *et al.*, 2022). بارگذاری آلودگی شدید همراه با هیدرودینامیک ناکافی؟؟ ناشی از سدسازی باعث محدودیت فرآیندهای پراکندگی و رقیق‌سازی در رودخانه‌ها می‌شود که منجر به کاهش ظرفیت زیست‌محیطی آنها خواهد شد (Zhang *et al.*, 2019). امروزه با آگاهی از ساختار و عملکرد چرخه جوامع زیستی اکوسیستم‌های آبی می‌توان مدیریت بهتری را بر شرایط ناپایدار و آلودگی‌های زیست‌محیطی انجام داد (Ekpo, 2013). موجودات آبی مختلف با یکدیگر و با محیط آب، تعامل و هماهنگی دارند که موجب حفظ جریان مواد انرژی می‌شود و نقش مهمی در حفاظت از اکوسیستم‌های آبی دارند (Caroni *et al.*, 2013). پرفیتون‌ها شاخص‌های ارزشمند شرایط محیطی در رودخانه‌ها و نه‌رها هستند و به عنوان پایه مهم شبکه غذایی در اکوسیستم‌های رودخانه‌ای عمل می‌کنند. آنها نرخ تولید مثل سریع و چرخه زندگی بسیار کوتاهی دارند. بنابراین، می‌توان انتظار داشت که به تأثیرات کوتاه‌مدت و تغییرات ناگهانی محیطی واکنش نشان دهند. از آنجایی که آنها معمولاً به بستر می‌چسبند، رشد و شکوفایی آنها می‌تواند به طور مستقیم تحت تأثیر بسیاری از تغییرات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک (درجه حرارت، سطح مواد مغذی و ...) که در منطقه رخ می‌دهد، قرار گیرد (Li *et al.*, 2010). زئوپلانکتون‌ها نیز بخش کلیدی از مصرف‌کنندگان اولیه در اکوسیستم‌های آبی بوده که رابط بین تولیدکنندگان اولیه و سطوح بالاتر غذایی هستند. زئوپلانکتون می‌تواند بر جمعیت فیتوپلانکتون از طریق شکار و فیلتراسیون تأثیر بگذارد و به عنوان یک منبع غذایی مهم بر جمعیت ماکروبتوز و ماهیان نیز تأثیرگذار باشد (Hering

2015). بسیاری از رودخانه‌ها در سرچشمه خود از یک محیط کاملاً پاکیزه و عاری از آلودگی برخوردارند، ولی به تدریج که از سرچشمه دور شده و به مصب نزدیک‌تر شده، شرایط اکولوژیک این رودخانه‌ها از حالت طبیعی خارج شده به طوری که انواع آلاینده‌ها به رودخانه وارد می‌شوند و تخریب‌های بسیاری ناشی از فعالیت‌های انسانی صورت می‌گیرد. در آب‌های جاری که تغییرات در هیدرولوژی سریع و تخمین آن دشوار است، اندازه‌گیری‌های فیزیکی و شیمیایی به دلیل ماهیت آبی آنها، نمی‌توانند وضعیت شاخص‌های متعدد محیطی و پایداری بلندمدت اکوسیستم‌های رودخانه‌ای را منعکس کنند. از این‌رو، نیاز به پایش زیستی و استفاده از موجودات زنده یا پاسخ آنها برای تعیین شرایط یا تغییرات محیطی است (Oertel and Salanki, 2003). مطالعه اخیر برای نخستین بار در حوضه رودخانه خرسان انجام شد. سد خرسان ۳، یک سد بتنی دو قوسی در دست ساخت در رودخانه خرسان (رود) بعد از تلاقی دو شاخه اصلی ماربره و بشار (شهرستان لردگان استان چهارمحال و بختیاری) بوده که بخشی از مخزن سد در استان کهگیلویه و بویراحمد قرار می‌گیرد (شرکت منابع آب نیرو) و در صورت آبیگری، گستره آبی ارزشمندی است. داشتن یک برنامه دقیق و رعایت اصول علمی در مطالعه کیفیت آب با توجه به اهمیت شاخص‌های کیفی آب در دریاچه به منظور بهره‌برداری‌های مختلف (تولیدات طبیعی ماهیان)، نقش مهمی خواهد داشت. در مروری بر مطالعات پیشین می‌توان به مطالعه Makhloogh و همکاران (۲۰۲۳) بر جوامع فیتوپلانکتونی و پرفیتون‌های سرشاخه‌های قشلاق و گاوهرود (سنندج - کردستان) به منظور بررسی کیفیت آب و سطح تروفیک اکوسیستم اشاره کرد. در این مطالعه کیفیت آب بر اساس شاخص Shannon در پرفیتون جلبکی (به جز فصل تابستان) عموماً در گروه نسبتاً آلوده طبقه‌بندی شد و شاخص آلودگی به مواد آلی<sup>۱</sup>، در دوره مطالعه تغییراتی در محدود ۱/۵-۲/۵ واحد نشان داد که بیانگر کیفیت آب با آلودگی متوسط است. در مطالعه Rahmati و همکاران (۲۰۲۳) بر ارزیابی کیفیت آب رودخانه سیروان کردستان با تأکید بر شاخص‌های زیستی زئوپلانکتونی (Shannon

<sup>1</sup> Saprobty

( $Y=3445728$ )، ایستگاه ۳ (بالتر از ساختگاه سد (ابتدای مخزن سد): ( $X=521484$   $Y=3432621$ )، ایستگاه ۴ (محل تلاقی دو رودخانه بشار و ماربره (قبل روستا دوراه غماشکه): ( $X=513880$   $Y=3442381$ ) و ایستگاه ۵ (محل مخزن سد خرسان ۳ (سد در حال احداث است): ( $X=499030$   $Y=3456600$ ) بودند. نمونه برداری طی سال‌های ۱۴۰۲ و ۱۴۰۳ به صورت فصلی (۲۷-۲۵ آذر و ۲۵-۲۳ بهمن ۱۴۰۲، ۲۹-۲۸ اردیبهشت و ۲۷-۲۶ مرداد ۱۴۰۳)، طی ساعت‌های ۱۳-۱۱ انجام شد. در شکل ۱، نقشه جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری تعیین شده بر رودخانه‌های زیر حوضه سد خرسان ۳ نشان داده شده است.

### نمونه برداری از ریز جلبک‌های پریفیتون

سطح مقطع معینی (۱ سانتی متر مربع) از سنگ، با تیغ خراشیده شد و پس از تثبیت با فرمالین (۴ درصد) به آزمایشگاه منتقل شد. در آزمایشگاه تنوع و تراکم گونه‌های ریزجلبک‌ها با استفاده از میکروسکوپ نوری تعیین شد و سپس تراکم بر حسب تعداد در یک سانتی متر مربع محاسبه گردید (APHA, 2017). شناسایی گونه‌های بر اساس کلیدهای شناسایی معتبر (Tiffany and Britton, 1971; Habit and Pankow, 1976; Hartley et al., 1996) انجام شد.

### نمونه برداری از زئوپلانکتون

در نمونه برداری، ۶۰ لیتر آب با تور مخروطی پلانکتون با دهانه ۲۵ سانتی متر و چشمه ۵۰ میکرون، فیلتر شد. حجم به دست آمده از نمونه‌ها با فرمالین ۴ درصد تثبیت شدند (Wetzel and Linkens, 1991). نمونه‌های زئوپلانکتونی برای بررسی کیفی و کمی به آزمایشگاه منتقل شده و پس از گذراندن مرحله تغلیظ، به وسیله پیپت استمپل با حجم ۰/۵ سانتی متر مکعب روی لام شمارش Bogarov و با میکروسکوپ وارونه<sup>۱</sup> بررسی شدند (Postel et al., 2000). شناسایی زئوپلانکتون‌ها با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر انجام شد (Manolova, 1964; Kuticova, 1970; Boltovskov, 2000).

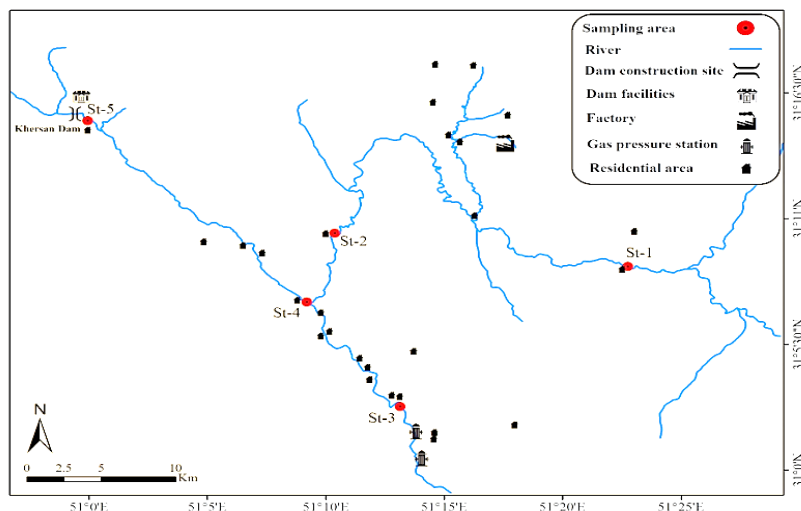
(Saprobity)، وضعیت کیفی ایستگاه‌های نمونه برداری بر مبنای زئوپلانکتون‌ها در شرایط آلفا و بتا مزوساپروب (آلودگی متوسط - شدید)، بر اساس شاخص Saprobity بوده و وضعیت آلودگی متوسط بر مبنای شاخص Shannon بود. Cui و همکاران (۲۰۲۴) بر ارزیابی سلامت اکوسیستم رودخانه‌های شهری بر اساس آرگانسیم‌های آبی مطالعه نمودند. این مطالعه این فرضیه را پیشنهاد داد که موجوداتی که زیستگاه آنها به طور کامل تخریب نمی‌شود یا موجوداتی با چرخه زندگی کوتاه‌تر در رودخانه‌های شهری، حساس‌تر هستند و ضریب همبستگی بین شاخص یکپارچگی زئوپلانکتونی و شاخص کیفیت آب، بالاتر بود. در مطالعه Cadjo و همکاران (۲۰۰۷) بر زئوپلانکتون‌های مخزن سد Potpec (صربستان)، از طریق تجزیه و تحلیل کیفی، حضور ۳۸ جنس از آنها و از طریق تجزیه و تحلیل کمی، غالبیت برخی گونه‌ها مشخص شد. همچنین بیشترین تعداد آرگانسیم‌های شاخص متعلق به گونه‌های الیگوساپروب (آلودگی کم) و بتامزوساپروب (آلودگی متوسط) بودند. چارچوب ارزیابی سلامت اکوسیستم‌های رودخانه‌ای، نقش راهبری در کاهش آسیب‌ها و احیاء کیفیت آنها ایفاء می‌کند. مطالعه حاضر نیز با این فرضیه که استفاده از شاخص‌های زیستی در پایش رودخانه و مخزن سد می‌تواند تصویر دقیق‌تری از وضعیت سلامت اکوسیستم آبی نسبت به صرف اندازه‌گیری شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی ارائه دهد، انجام شد. بنابراین، از شاخص‌های زیستی بر پایه جوامع پریفیتونی و زئوپلانکتونی رودخانه خرسان برای ارزیابی وضعیت کیفی سرشاخه‌های ماربره و بشار ورودی به رودخانه استفاده شد تا در صورت وجود نشانه‌های مخرب، درک و اجرای بهتری از راهبردهای حفاظتی لازم، وجود داشته باشد.

### مواد و روش کار

#### منطقه مورد مطالعه

در این مطالعه پنج ایستگاه بر اساس اهمیت شاهراه‌های رودخانه، منابع آلاینده و دسترسی به ایستگاه برای نمونه برداری با توجه به وضعیت توپوگرافی منطقه، انتخاب شدند. ایستگاه‌ها (موقعیت ایستگاه: مختصات جغرافیایی) شامل ایستگاه ۱ (رودخانه ماربره (زیر پل ورودی روستای آبلخ): ( $X=535704$   $Y=3445852$ )، ایستگاه ۲ (رودخانه ماربره (زیر پل روستای نارمه): ( $X=515763$

<sup>1</sup> Invert



شکل ۱: نقشه جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری بر رودخانه‌های زیر حوضه سد خرسان ۳ (۱۴۰۳-۱۴۰۲)  
 Figure 1: Geographical map of sampling stations on the rivers of the sub-basin of Khersan 3 Dam

### شاخص آلودگی Saprobic

این شاخص نشان‌دهنده کیفیت آب و آلودگی مواد آلی است که در مطالعه حاضر، این شاخص کیفی بر مبنای پریفیتون و زئوپلانکتون‌های دارای ارزش انفرادی Saproby (Sladeczek, 1973; Papadimitriou *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2017) و البته با در نظر گرفتن تراکم آنها محاسبه شده و براساس جدول ۱، طبقه بندی کیفی انجام شد (Pantle and Buck, 1955):

$$S = \sum (s_i \cdot h_i) / \sum (h_i)$$

S = ارزش ساپروبیکی انفرادی هر گونه،  $h_i$  = میزان تراکم

### شاخص TDI<sup>۲</sup>

این شاخص مبتنی بر حساسیت دیاتومه‌ای است و برای تفسیر کیفیت آب و مواد مغذی با استفاده از فرمول ذیل محاسبه می‌شود (Kelly and Whitton, 1995). طبقه بندی سطح تروفی آب بر اساس شاخص دیاتومه در جدول ۲ ارائه شده است.

$$TDI = \sum a_j v_j i_j / \sum a_j v_j$$

TDI = شاخص تروفی دیاتومه،  $a$  = تراکم یا زی توده هر گونه از دیاتومه،  $v$  = مقدار شاخص آلودگی برای هر گونه،  $i$  = حساسیت هر گونه از دیاتومه (۱ الی ۵)

### شاخص تنوع گونه‌ای Shannon-Wiener

این شاخص، یکی از شاخص‌های ارزیابی ساختار جمعیت است که از ترکیبی از غنای و جمعیت گونه‌ها تاثیر می‌پذیرد. در مطالعه حاضر، شاخص Shannon با استفاده از فرمول ذیل محاسبه شده (Shanon and Wiener, 1949) و کلاس بندی کیفی آب بر اساس این شاخص شامل، ۰ الی ۱: آلودگی زیاد، ۱ الی ۳: آلودگی متوسط و بیشتر از ۳: تمیز، است (Mason, 1982).

$$P_i = \frac{n_i}{N} \quad H' = -\sum_{i=1}^S (P_i \ln P_i)$$

N: فراوانی کل،  $n_i$ : فراوانی گونه

### شاخص یکنواختی<sup>۱</sup>

این شاخص چگونگی توزیع جمعیت در بین گونه‌ها را نشان می‌دهد که با فرمول ذیل محاسبه می‌شود (Mason, 1982):

$$E = H' / \ln S$$

S = تعداد گونه

<sup>2</sup> Trophic Diatom Index (TDI)

<sup>1</sup> Evenness

جدول ۱: دامنه طبقه های کیفی شاخص Saproby

Table 1: Range of quality classes for the saprobic index (Pantle and Buck, 1955)

Characteristics of the type of water source	Range	Type of quality Class
Low pollution	1-1.5	Oligosaprobic
Moderate pollution	1.51-2.5	Beta-mesosaprobic
Severe pollution	2.51-3.5	Alpha-mesosaprobic
Very severe pollution	3.51-4	Polysaprobic

انتقال لگاریتمی نرمال شدند) به وسیله آنالیز واریانس یک طرفه (ANOVA) و تست تکمیلی Duncan مورد تجزیه و تحلیل زمانی و مکانی قرار گرفتند. همچنین با استفاده از آزمون همبستگی<sup>۱</sup> روابط شاخص های فیزیکی و شیمیایی با شاخص ها مورد بررسی قرار گرفت.

## نتایج

### پرفیتون

بررسی اطلاعات سالانه کیفی و کمی میکرو جلبک ها در پرفیتون در ایستگاه های نمونه برداری، حاکی از حضور ۶۸ جنس و گونه بود. پرفیتون ها در ۵ شاخه Chlorophyta، Cyanobacteria، Bacillariophyta، Euglenozoa و Xanthophyta شناسایی شدند. Bacillariophyta دارای بیشترین درصد تعداد گونه ها (۷۴ درصد) بودند و پس از آن Chlorophyta (۱۳ درصد)، Cyanobacteria (۱۰ درصد)، Euglenozoa (۲ درصد) و Xanthophyta (۱ درصد) قرار داشتند (شکل ۲). گونه های غالب هر ایستگاه بر مبنای فراوانی و تراکم نسبی که دارای بیشترین تاثیر بر میزان تراکم کل در هر ایستگاه بودند، شامل *Diatoma*، *Cymbella tumidae*، *Cymbella sp.*، *Navicula sp.*، *Navicula cryptocephala vulgaris*، *Cocconeis* در ایستگاه ۱، *Oscillatoria limosa*، *Diatoma*، *Cocconeis sp. placentula*، *Navicula sp. vulgaris* در ایستگاه ۲، *Cocconeis sp.*، *Navicula sp.*، *Diatoma vulgaris*، *Cymbella sp.*، *Cocconeis sp.* در ایستگاه ۳، *Nitzschia tryblionella* در *Navicula sp.* و *Diatoma vulgaris*، *Cymbella sp.*

جدول ۲: طبقه بندی سطح تروفی (تغذیه ای) آب بر اساس شاخص دیاتومه

Table 2: Classification of water trophic levels based on the diatom index (Kelly and Whitton, 1995)

Nutrient Loading	Trophic Level	Index
Natural	Oligotrophic	1.0-1.4
Low	Oligo-Mesotrophic	1.5-1.8
Moderate	Mesotrophic	1.9-2.2
Critical	Meso-Eutrophic	2.3-2.7
Obvious	Eutrophic	2.8-3.1
High	Eu-Hypertrophic	3.2-3.5
So high	Hypertrophic	3.6-4.0

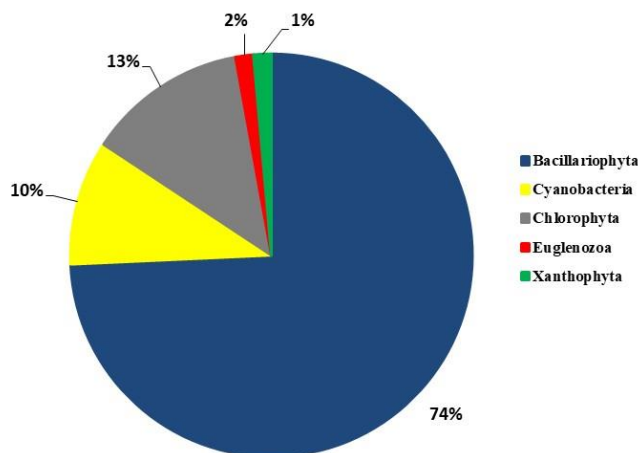
در مطالعه حاضر، اندازه گیری شاخص های فیزیکی و شیمیایی با استفاده از APHA (۲۰۱۷) انجام شد. اندازه گیری دمای آب با ترمومتر، pH با pH متر پرتابل، اکسیژن محلول (DO) با روش بطری وینکلر، اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD<sub>5</sub>) با روش بطری وینکلر-انکوباتور، اکسیژن خواهی شیمیایی (COD) با روش هضم با دی کرومات و اسپکتروفتومتر، کل مواد معلق (TSS) با فیلتر سلولزی استات ۰/۴۵ میکرومتر، هدایت الکتریکی (EC) با TDS/Conductivity meter، ازت آمونیومی (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/N) با روش رنگ سنجی ایندوفنل، گاز آمونیاک (NH<sub>3</sub>) به روش محاسباتی با فرمول واکر، ازت نیترونی (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/N) به روش سولفانیل و نقتیل آمین، ازت نیتراتی (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/N) به روش ستون کاهشی کادمیوم، ازت کل (TN/N) به روش هضم پرسولفات-بوریک اسید، فسفر معدنی (DIP/P) به روش آمونیوم مولیبدات و اسید آسکوربیک و فسفر کل (TP/P) به روش هضم پرسولفات انجام شد (APHA, 2017).

### روش تجزیه و تحلیل آماری داده ها

تجزیه و تحلیل آماری داده ها با استفاده از SPSS 22 انجام شد، کلیه اطلاعات نرمال (در صورت نرمال نبودن از طریق

<sup>1</sup> Pearson Correlation

ایستگاه ۴ و *Diatoma*، *Cymbella* sp.، *Cocconeis* sp.، *Navicula* sp.، *vulgaris* و *Nitzschia* sp. در ایستگاه ۵ بودند.



شکل ۲: درصد تعداد گونه‌ها در شاخه‌های مختلف پرفیتونی (۱۴۰۲-۱۴۰۳)  
Figure 2: Percentage of Species number in different periphytic phylum (2023-2024)

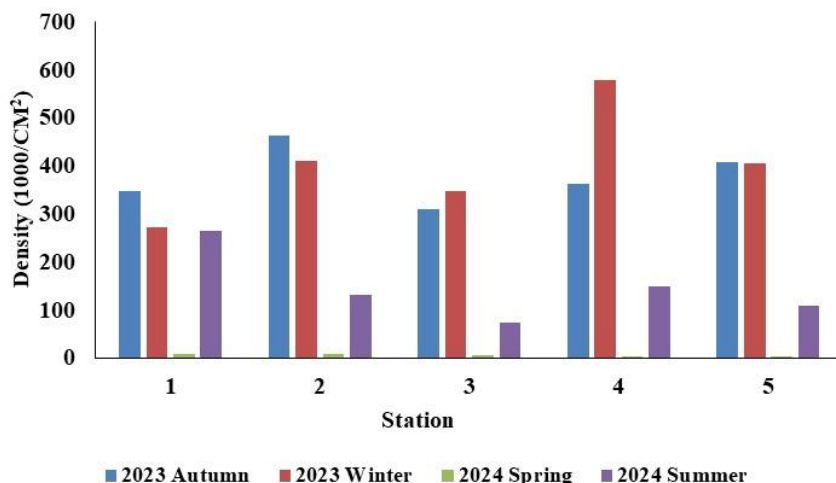
ایستگاه‌های ۱ الی ۵ به ترتیب ۷۹، ۹۷، ۸۸، ۹۷ و ۹۶ درصد بود.

### ژئوپلانکتون

بررسی اطلاعات سالانه کیفی و کمی ژئوپلانکتون‌ها در ایستگاه‌های نمونه برداری، حاکی از حضور ۱۳ گونه، ۴ جنس و ۱ خانواده بوده است. ژئوپلانکتون‌ها در ۴ شاخه *Rotifera*، *Ciliophora*، *Cladocera* و *Copepoda* شناسایی شدند. *Rotifera* دارای بیشترین درصد تعداد گونه‌ها (۵۶ درصد) و پس از آن *Ciliophora* (۲۲ درصد)، *Copepoda* (۱۷ درصد) و *Cladocera* (۵ درصد) بودند (شکل ۴). گونه‌های غالب هر ایستگاه بر مبنای فراوانی و تراکم نسبی که دارای بیشترین تاثیر بر میزان تراکم کل در هر ایستگاه بودند شامل *Epistylis urceolata* و *Tintinnopsis* در ایستگاه ۱، *Euclanis dilatata* و *lacustris* در ایستگاه ۲، *Gastropus* sp. و *Tintinnopsis lacustris* در ایستگاه ۳، *Epistylis urceolata* و *Gastropus* sp. و *Euclanis dilatata* در ایستگاه ۴ و *Gastropus* sp. و *dilatata* در ایستگاه ۵ بودند.

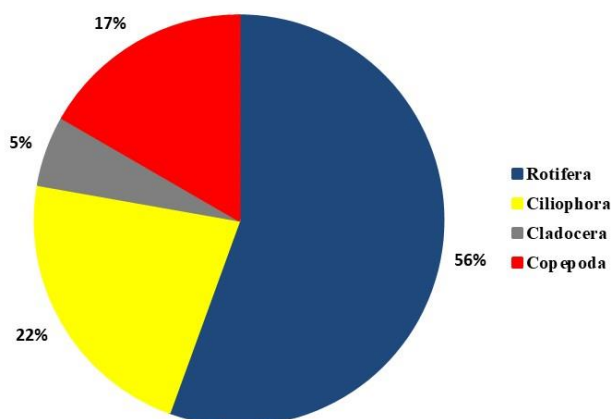
تغییرات فصلی تراکم پرفیتون‌ها در هر ایستگاه در شکل ۳ نشان داده شده است. تجزیه و تحلیل واریانس مقایسه میانگین تراکم کل پرفیتون‌ها حاکی از عدم تفاوت معنادار میان ایستگاه‌ها بود ( $P \geq 0.05$ ). کمترین تراکم (۱۸۶۰ در سانتی‌متر مربع) در ایستگاه ۴ در فصل بهار و بیشترین تراکم (۵۷۶۹۹۰ در سانتی‌متر مربع) در ایستگاه ۴ در فصل زمستان مشاهده شد. همچنین بررسی تراکم کل پرفیتون‌ها در ایستگاه‌های نمونه برداری نشان داد که کمترین تراکم در همه ایستگاه‌های نمونه برداری در فصل بهار و بیشترین تراکم نیز در ایستگاه‌های ۱، ۲ و ۵ در فصل پاییز و در ایستگاه‌های ۳ و ۴ در زمستان بود. بدین ترتیب، کمترین تراکم در فصول گرم و بیشترین تراکم در فصول سرد سال مشاهده شد.

در محاسبه درصد مشارکت هر یک از شاخه‌های پرفیتونی در ایستگاه‌های نمونه برداری طی فصول سال، شاخه *Bacillariophyta* در اغلب ایستگاه‌ها طی فصول مختلف دارای بیشترین درصد مشارکت در تراکم کل آن ایستگاه بود و تنها در ایستگاه ۱ در فصل تابستان، درصد مشارکت شاخه *Cyanobacteria* ۶۰ درصد تراکم پرفیتون‌ها در آن ایستگاه بود. میانگین درصد مشارکت *Bacillariophyta* در



شکل ۳: تغییرات فصلی تراکم پرفیتونی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری (۱۴۰۲-۱۴۰۳)

Figure 3: Seasonal Variations in Periphytic Density at Sampling Stations (2023-2024)

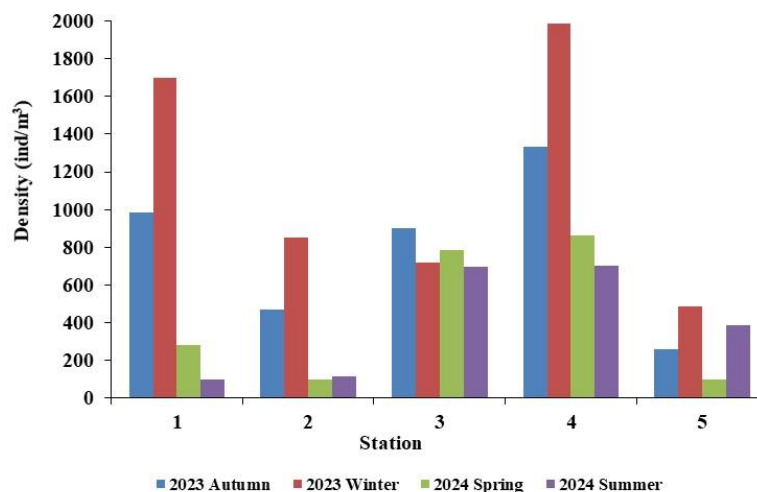


شکل ۴: درصد تعداد گونه‌ها در شاخه‌های مختلف زئوپلانکتونی (۱۴۰۲-۱۴۰۳)

Figure 4: Percentage of Species number in different zooplankton phylum (2023-2024)

زئوپلانکتون‌ها (ریزجلبک‌های پرفیتونی) دارای کمترین تراکم در فصول گرم و بیشترین تراکم در فصول سرد سال بودند. در محاسبه درصد مشارکت هر یک از شاخه‌های زئوپلانکتونی در ایستگاه‌های نمونه برداری طی فصول سال، شاخه Rotifera در ایستگاه‌های ۲ (۵۲ درصد) و ۵ (۵۸ درصد) طی فصول مختلف بیشترین درصد مشارکت را در تراکم کل زئوپلانکتون‌ها و شاخه Ciliophora در ایستگاه‌های ۱ (۵۹ درصد)، ۳ (۶۱ درصد) و ۴ (۵۷ درصد) نیز بیشترین درصد مشارکت را نشان دادند.

تغییرات فصلی تراکم زئوپلانکتون‌ها در هر ایستگاه در شکل ۵ نشان داده شده است. در تجزیه و تحلیل مقایسه میانگین تراکم کل میان ایستگاه‌ها، آزمون دانکن ایستگاه ۴ را متمایز نموده است ( $p \leq 0.05$ ). کمترین تراکم (۹۹ در متر مکعب) در ایستگاه ۵ در فصل بهار و بیشترین تراکم (۱۹۸۵ در متر مکعب) در ایستگاه ۴ در فصل زمستان، مشاهده شد. همچنین بررسی تراکم کل زئوپلانکتون‌ها در ایستگاه‌های نمونه‌برداری نشان داد که کمترین تراکم در ایستگاه‌های ۱، ۳ و ۴ در فصل تابستان و در ایستگاه‌های ۲ و ۵ در فصل بهار بود. بیشترین تراکم نیز در ایستگاه‌های ۱، ۲، ۴ و ۵ در فصل زمستان و در ایستگاه ۳ در پاییز بود.



شکل ۵: تغییرات فصلی تراکم زئوپلانکتونی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری (۱۴۰۲-۱۴۰۳)  
Figure 5: Seasonal variations in zooplankton density at sampling stations (2023-2024)

محدوده فصلی نتایج به‌دست آمده از اندازه‌گیری شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی در جدول ۳ ارائه شده است.

شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی شاخص‌های غیر زیستی در مطالعه حاضر برای تحلیل نتایج زیستی و مقادیر حاصله از شاخص‌ها، اندازه‌گیری شدند.

جدول ۳: محدوده فصلی شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی

Table 3: The seasonal range of physical and chemical parameters

Parameter	Autumn	Winter	Spring	Summer
Water Temperature( <sup>0</sup> C)	6.6-10.2	5.9-12.8	9.4-17.4	17.9-26.8
Water Flow(m <sup>3</sup> /s)	26.9-46.9	18.18-36.8	50.3-68.3	20.8-41.16
TSS(mg/l)	100-140	21-75	237-1297	5-26
EC(ms/cm)	431-560	425-532	272-435	373-512
pH	8.1-8.3	8.3-8.4	8.15-8.31	8.4-8.8
DO(mg/l)	7.9-9.4	10.2-11.28	6.6-8.4	6.6-8.9
BOD <sub>5</sub> (mg/l)	1.08-2.0	2.64-3.48	1.2-1.8	0.93-2.08
COD(mg/l)	5.6-18.7	17.2-23.9	6.3-14.5	6.34-16.05
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0.03-0.1	0.03-0.08	0.27-0.3	0.28-0.56
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	13.3-16.7	15.8-20.3	8.09-12.8	6.8-10.7
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0.05-0.13	0.05-0.14	0.01-0.2	0.05-0.12
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	0.1-0.4	0.06-0.26	0.03-0.17	0.006-0.19
NH <sub>3</sub> (mg/l)	0.002-0.01	0.002-0.01	0.001-0.005	0.001-0.02
TP(mg/l)	0.07-0.1	0.05-0.21	0.39-0.53	0.44-0.91
TN(mg/l)	4.4-8.4	4.62-5.04	2.27-3.05	2.21-3.26
SiO <sub>2</sub> (mg/l)	3.5-4.2	3.01-3.79	3.33-4.65	3.94-5.7

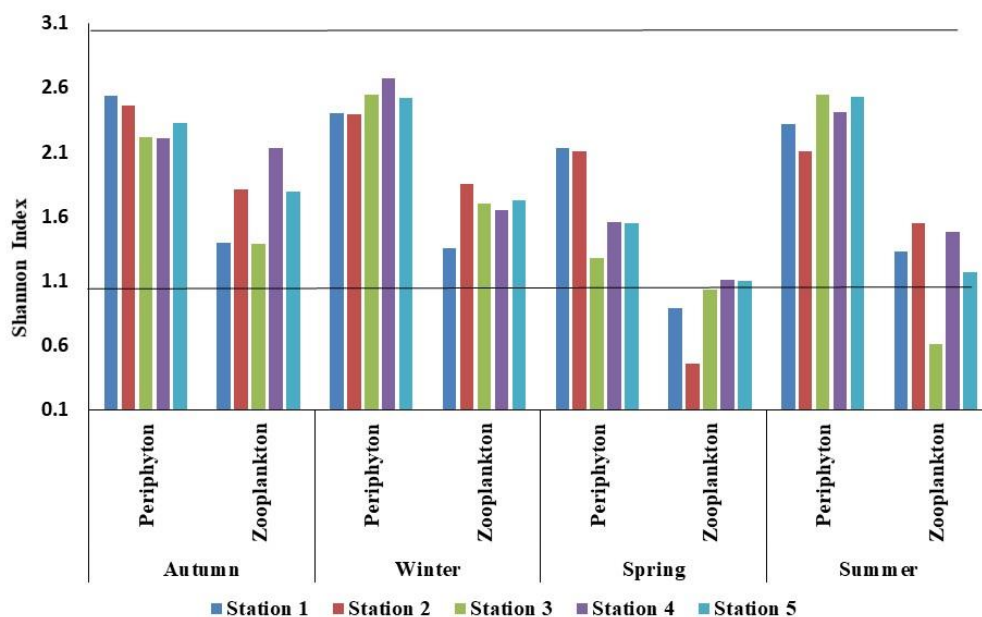
شاخص تنوع شانون پرفیتونی در ایستگاه ۴ در فصل زمستان (۲/۶۷) و کمترین آن در ایستگاه ۳ در فصل بهار (۱/۲۸) محاسبه شد. همه ایستگاه‌ها بر اساس شاخص تنوع پرفیتونی شانون در محدوده ۱-۳ (شرایط آلودگی متوسط)، قرار داشتند. شاخص یکنواختی گونه در پرفیتون‌ها در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در محدوده ۰/۹۷-۰/۶۷ و در اکثر موارد نزدیک به ۱ قرار گرفت. همچنین بر اساس شاخص تنوع شانون زئوپلانکتونی، بیشترین شاخص تنوع در ایستگاه ۴ در فصل پاییز (۲/۱۳) و کمترین آن در ایستگاه ۲ در فصل بهار (۰/۴۶) محاسبه شد. البته اغلب ایستگاه‌ها به‌ویژه در فصول سرد، در محاسبه شاخص تنوع زئوپلانکتونی شانون نیز در محدوده ۱-۳ (شرایط آلودگی متوسط)، قرار گرفتند. محاسبه شاخص یکنواختی گونه در زئوپلانکتون‌های آب در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در محدوده ۰/۹۸-۰/۴۴ قرار گرفت.

نتایج معنادار همبستگی شاخص‌های زیستی و شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی شامل ارتباط مستقیم شاخص ساپروبی پرفیتونی با اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی ( $r=0/45$ )، ارتباط مستقیم شاخص شانون زئوپلانکتون با اکسیژن محلول ( $r=0/53$ ) و هدایت الکتریکی ( $r=0/67$ )، نترات ( $r=0/53$ ) و ارتباط معکوس با فسفر کل ( $r=-0/59$ )، ارتباط مستقیم شاخص شانون پرفیتون با اکسیژن محلول ( $r=0/62$ ) و ارتباط معکوس با مواد معلق کل ( $r=-0/59$ ) و دبی آب ( $r=-0/67$ )، بودند.

### محاسبه شاخص‌های زیستی

#### شاخص تنوع شانون و شاخص یکنواختی گونه

نتایج حاصل از محاسبه شاخص تنوع گونه‌ای شانون بر مبنای پرفیتون و زئوپلانکتون در ایستگاه‌های مختلف طی فصول سال در شکل ۶ نشان داده شده است. بیشترین



شکل ۶: تغییرات شاخص شانون (۱۴۰۲-۱۴۰۳) (بین دو خط استاندارد وضعیت آلودگی متوسط را نشان می‌دهد).

Figure 6: Variations in the Shannon Index (2023-2024) (The area between the two standard lines indicates moderate pollution level)

سال، در شکل ۷ نشان داده شده است. بر این اساس شاخص Saprobty بر مبنای پرفیتون در ایستگاه‌های مختلف طی مدت زمان نمونه‌برداری در محدوده ۲/۰۱-۱/۷۸ قرار گرفت

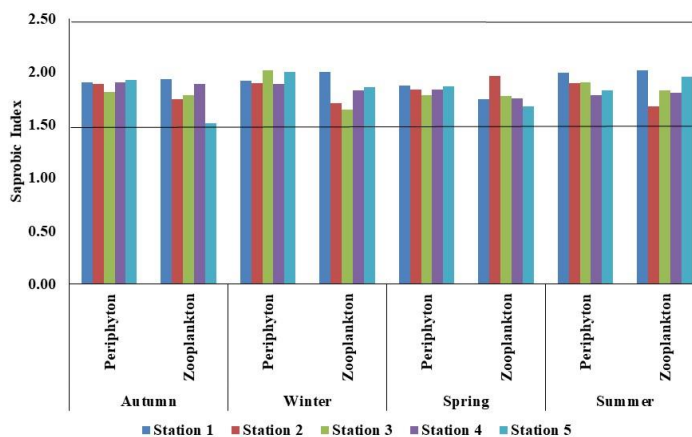
### شاخص آلودگی Saprobty

نتایج حاصل از محاسبه شاخص Saprobty بر مبنای پرفیتون و زئوپلانکتون در ایستگاه‌های مختلف طی فصول

## شاخص تروفی دیاتومه (TDI)

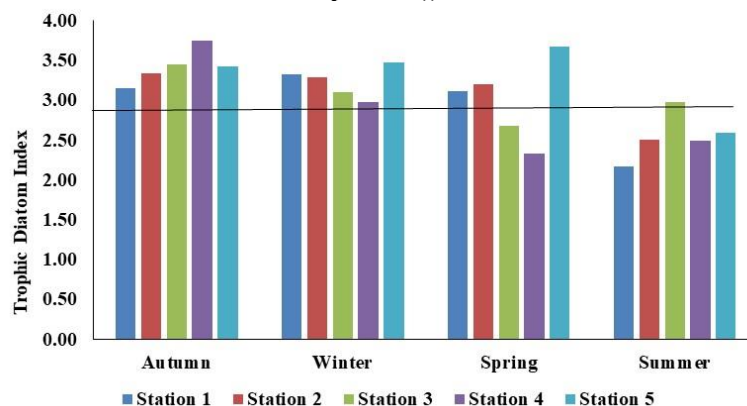
نتایج حاصل از محاسبه شاخص دیاتومه در ایستگاه‌های مختلف طی مدت زمان نمونه برداری در محدوده ۳/۷۴-۲/۱۷ قرار داشت که بیشترین مقدار محاسبه شده در ایستگاه ۴ در فصل پاییز و کمترین میزان در ایستگاه ۱ در فصل تابستان به دست آمد. محاسبه این شاخص تروفی در ایستگاه‌های نمونه برداری حاکی از شرایط مزو تروفی تا یوتروفی در فصول بهار و تابستان و شرایط یوتروفی در فصول سرد سال بود که نشان دهنده بارگیری مواد مغذی در شرایط متوسط الی زیاد است (شکل ۸).

که بیشترین مقدار محاسبه شده در ایستگاه ۳ در فصل زمستان و کمترین میزان در ایستگاه ۴ در فصل تابستان، به دست آمد. محاسبه این شاخص آلودگی در ایستگاه‌های نمونه برداری در همه فصول سال «شرایط آلودگی متوسط»<sup>۱</sup> را نشان داده است. نتایج حاصل از محاسبه شاخص ساپروبی بر مبنای زئوپلانکتون‌های موجود در ایستگاه‌های مختلف طی مدت زمان نمونه برداری در محدوده ۲/۰۱-۱/۵۱ قرار داشت که بیشترین مقدار محاسبه شده در ایستگاه ۱ در فصل تابستان و کمترین میزان در ایستگاه ۵ در فصل پاییز به دست آمد. محاسبه این شاخص آلودگی در ایستگاه‌های نمونه برداری در همه فصول سال شرایط آلودگی متوسط را نشان داده است (شکل ۷).



شکل ۷: تغییرات شاخص Saproby (۱۴۰۲-۱۴۰۳) (بین خطوط استاندارد: بتا مزوساپروبی (آلودگی متوسط))

Figure 7: Variations in the saprobic index (2023-2024) (Between the standard lines: Beta-mesosaprobic (moderate pollution))



شکل ۸: تغییرات شاخص تروفی دیاتومه (۱۴۰۲-۱۴۰۳) (بالای خط استاندارد: وضعیت یوتروفیک)

Figure 8: Variations in the diatom trophic index (2023-2024) (Above the standard line: Eutrophic condition)

<sup>1</sup> Beta mesosaprobic

## بحث

بودند. حضور دیاتومه‌های غالب *Diatoma vulgaris* و *Navicula sp.* در همه ایستگاه‌ها که شاخص شرایط آلودگی متوسط هستند، با مقادیر شاخص Saproby (۱/۷۸-۲/۰۱) که «شرایط آلودگی متوسط» را نشان دادند، هم خوانی دارد. در مجموع به‌جز *Navicula cryptocephala* که در برخی منابع شاخص «شرایط آلودگی متوسط» و در برخی شاخص «شرایط آلودگی شدید» است، سایر ریزجلبک‌های غالب در این حوضه، شاخص «شرایط آلودگی متوسط»، بودند (Wehr et al., 2015). به‌علاوه، از گونه‌های غالب زئوپلانکتونی که دارای بیشترین تاثیر در جمعیت کل بودند، گونه *Tintinnopsis lacustris* در ایستگاه‌های ۲ الی ۴ از گونه‌های تاثیرگذار بر تراکم کل بود به‌طوری‌که در ایستگاه ۲ در فصل بهار، این گونه (۸۳ درصد) و در ایستگاه ۳ در فصل تابستان نیز (۸۳ درصد) غالبیت داشت. همچنین این گونه در فصل بهار در ایستگاه‌های ۳ و ۴ نیز تراکمی بیش از ۵۰ درصد نشان داد. به‌طور کلی، در ایستگاه‌های ۱ الی ۳، یک گونه از *Ciliophora* و یک گونه از *Rotifera* در طول مدت نمونه‌برداری غالب بودند. پس از آن، در ایستگاه ۴، دو گونه از *Ciliophora* و یک گونه از *Rotifera* غالبیت داشتند، اما در ایستگاه ۵، هر دو گونه غالب از روتیفرها بودند. زئوپلانکتون‌های غالب در همه ایستگاه‌ها، شاخص وضعیت آلودگی آلی متوسط هستند (Kulas et al., 2021). ایستگاه ۴ که بیشترین تراکم جوامع پریفیتون و زئوپلانکتون را نشان داده است، دارای بالاترین شاخص تنوع گونه‌ای برای هر دو گروه بود. کمترین جمعیت پریفیتون و زئوپلانکتون در فصل بهار مشاهده شد که با توجه به شرایط سیلابی رودخانه در همه ایستگاه‌ها و دبی بالای آب (۶۶-۵۰ مترمکعب بر ثانیه) در این فصل، این تراکم پایین، قابل توجیه است. کمترین میزان شاخص تنوع گونه‌ای Shannon نیز بر مبنای دو گروه در فصل بهار محاسبه شد. با توجه به افزایش غلظت فسفر کل (۰/۵۳-۰/۴ میلی‌گرم بر لیتر نسبت به محدوده ۰/۲۱-۰/۰۵ میلی‌گرم بر لیتر در زمستان) در همه ایستگاه‌ها و قرار داشتن رودخانه خرسان و سرشاخه‌های آن در معرض منابع نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای (فاضلاب‌های روستایی و شهری) آلودگی، کاهش شاخص

ارگانسیم‌های زیستی به عنوان شاخص زیستی نه تنها به اثرات متقابل و طولانی‌مدت شرایط محیطی مختلف، بلکه به تغییر ناگهانی یک عامل مهم نیز واکنش نشان می‌دهند (Li et al., 2010). پریفیتون شاخص مناسبی برای آشفستگی‌های محیطی محسوب می‌شود و می‌تواند در پیش‌بینی اثرات این آشفستگی‌ها بر کل اکوسیستم موثر باشد (Dorigo et al., 2010). همچنین زئوپلانکتون نیز شاخص خوبی برای تغییرات محیطی ناشی از فعالیت‌های تاثیرگذار است (Azevedo et al., 2015). رودخانه خرسان و سرشاخه‌های آن در معرض منابع نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای (فاضلاب‌های روستایی و شهری)، آلودگی قرار دارد. بررسی اطلاعات زیستی مربوط به پریفیتون و زئوپلانکتون در ایستگاه‌های مختلف رودخانه‌های زیرحوضه سد خرسان ۳ طی سال آبی ۱۴۰۳-۱۴۰۲ نشان داد که شرایط اکولوژیک رودخانه‌ها عمدتاً در محدوده آلودگی آلی متوسط قرار دارد. شاخص تنوع گونه‌ای شانون در هر دو گروه زیستی مورد بررسی، مقادیر ۱ الی ۳ را نشان داد که مطابق با طبقه‌بندی کیفی، شرایط نیمه‌پایدار و آلودگی متوسط است. همچنین شاخص آلودگی آلی محاسبه‌شده بر اساس پریفیتون (۲/۰۱-۱/۷۸) و زئوپلانکتون (۲/۰۱-۱/۵۱) در همه ایستگاه‌ها، در دامنه «شرایط آلودگی متوسط» قرار گرفت که به صورت مستقل نیز وجود بار آلی را در محدوده متوسط تأیید می‌کند. شاخص یکنواختی گونه نیز در گروه‌های زیستی مورد بررسی در این مطالعه حاکی از تعادل نسبی به‌ویژه در پریفیتون‌ها بود و گونه‌های شاخص شرایط آلودگی شدید، فراوانی و تسلط بالایی، نداشتند. گونه‌های غالب پریفیتونی بر مبنای فراوانی و تراکم نسبی که دارای بیشترین تاثیر بر میزان تراکم کل در هر ایستگاه بودند، در ایستگاه‌های ۲ الی ۵ از شاخه *Bacillariophyta* و تن‌ها در ایستگاه ۱، یکی از گونه‌های غالب پریفیتون از شاخه *Cyanobacteria* (*Oscillatoria limosa*) بود. تاکسون‌های غالب باسیلاریوفیت، مشترک در همه ایستگاه‌ها شامل *Diatoma vulgaris* و *Navicula sp.* بودند و تاکسون‌هایی چون *Cocconeis sp.* (به‌جز از ایستگاه ۱) و *Cymbella sp.* (به‌جز از ایستگاه ۲)، در اغلب ایستگاه‌ها غالب و مشترک

میلی گرم بر لیتر در مقایسه با محدوده ۱۴۰-۵ میلی گرم بر لیتر در سایر فصول)، می‌تواند از عوامل تاثیرگذار بر پایین بودن تنوع و تراکم پریفیتون‌ها، فیتوپلانکتون‌ها و به دنبال آن‌ها، زئوپلانکتون‌ها در این فصل باشد (Liu *et al.*, 2023). همچنین در بررسی رابطه شاخص ساپروبی با شاخص‌های غیر زیستی، رابطه مستقیم و نه چندان قوی میان شاخص ساپروبی پریفیتون و اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی ( $r=0/45$ )، بیشتر از سایر روابط قابل توجه بود. غلظت بیشتر این پارامتر در زمستان (۳/۴۸-۲/۶۴ میلی گرم بر لیتر در مقایسه با محدوده ۲/۰۸-۰/۹۳ میلی گرم بر لیتر در سایر فصول)، همراه با مقادیر بالای این شاخص در این فصل، احتمالاً حاکی از بیشتر بودن بار آلودگی مواد آلی نسبت به سایر فصول به دلیل دمای پایین آب (متوسط ۹/۷۲ درجه سانتی‌گراد در زمستان) به‌ویژه کاهش فعالیت تجزیه میکروارگانسیم‌ها به دلیل دبی کمتر آب (متوسط ۲۸/۰۱ مترمکعب بر ثانیه) نسبت به سایر فصول و کند شدن فرآیند تجزیه مواد آلی است (Sulastri *et al.*, 2021). در مطالعه حاضر، به‌جز شاخص‌های مذکور، شاخص تروفیک دیاتومه (TDI) نیز با تکیه بر تراکم، شاخص آلودگی و حساسیت هر گونه از Bacillariophyta محاسبه شد که بر اساس این شاخص ایستگاه‌های نمونه‌برداری در فصول پاییز و زمستان در شرایط یوتروفی با بارگیری مشخص مواد مغذی و در فصول بهار و تابستان در شرایط مزوتروفی تا یوتروفی با بارگیری متوسط الی بحرانی مواد مغذی قرار داشتند. همچنین غالبیت Bacillariophyta یا دیاتومه‌ها در اغلب ایستگاه‌ها (۲ الی ۵) و بیشترین غناء گونه‌ای در این گروه حاکی از ایجاد بستر مناسب برای افزایش تراکم آنها نسبت به سایر ریزجلبک‌ها نظیر Cyanobacteria و جلبک‌های سبز (Chlorophyta) است، زیرا دمای پایین (در فصول سرد) و احتمالاً کاهش نفوذ نور در آبهای متلاطم با مواد جامد معلق بالا، برای رشد دیاتومه‌ها مناسب است. همچنین آنها با اتصال به بستر و تشکیل بیو فیلم در آبهای با دبی بالا، در برابر شسته شدن مقاومت می‌کنند (Yoo *et al.*, 2025).

نتایج به‌دست آمده از بررسی شاخص‌های زیستی و تروفی نشان می‌دهد که در این رودخانه غناء فصلی مواد مغذی به‌ویژه فسفر به دلیل محدودیت‌های فیزیکی (جریان شدید

Shannon در این فصل احتمالاً ناشی از ورود پساب‌ها به رودخانه است (Malvandi *et al.*, 2021). در بررسی روابط شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی با شاخص‌های زیستی، شاخص شانون پریفیتونی رابطه معکوس قوی با جریان آب ( $r=0/67$ ) و مواد معلق کل ( $r=0/59$ ) نشان داد به ویژه نوسانات مواد معلق کل احتمال دارد به دلیل محدودیت در نفوذ نور، افزایش سایش رسوبات و تغییر شرایط بستر (Yuli Herawati *et al.*, 2024) بر روند تغییرات آن تاثیرگذار بوده باشد. اما شاخص شانون زئوپلانکتونی در مطالعه حاضر، رابطه قوی مستقیم با هدایت الکتریکی ( $r=0/67$ )، غلظت اکسیژن محلول ( $r=0/5$ ) و غلظت نیترات ( $r=0/53$ ) و رابطه معکوس قوی با فسفر کل ( $r=0/59$ ) نشان داده است. با توجه به این‌که در مطالعه جوامع پلانکتونی این رودخانه، تراکم و تنوع فیتوپلانکتون‌ها نیز بررسی شد (گزارش تحلیلی یک ساله سد خرسان، چاپ نشده)، این روابط احتمالاً متأثر از ارتباط مثبت ( $r=0/55$ ) میان شاخص شانون فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون در این رودخانه است. هدایت الکتریکی، شاخصی از میزان یون‌های محلول در آب و افزایش غناء غذایی مثل فیتوپلانکتون‌هاست. این منابع غذایی متنوع، شرایط را برای حضور گونه‌های مختلف زئوپلانکتون به‌ویژه Rotifera که بیشترین غناء گونه‌ای را نیز در این رودخانه نشان داد، فراهم می‌کند (Yousef *et al.*, 2024). در فصل بهار همراه با سیلابی شدن رودخانه و ورود فاضلاب‌های روستایی و شهری، غلظت فسفر کل ( $0/39-0/53$  میلی گرم بر لیتر) در همه ایستگاه‌های نمونه‌برداری نسبت به فصول سرد سال ( $0/07-0/21$  میلی گرم بر لیتر) بالا بود. شایان ذکر است، غلظت متوسط فسفر در مطالعه حاضر ( $0/15$  میلی گرم بر لیتر) در مقایسه با آستانه کیفیت مجاز سازمان محیط زیست برای آبهای سطحی ( $0/065$  میلی گرم بر لیتر)، بیشتر بود (Department of Environment of Iran, 2016). به‌علاوه، محدوده غلظت ازت نیتراتی نیز در فصول گرم سال ( $6/83-12/82$  میلی گرم بر لیتر) نسبت به فصول سرد ( $13/28-20/3$  میلی گرم بر لیتر)، کمتر بود. عدم تعادل نسبت نیتروژن به فسفر همراه با بالا بودن دبی ( $50-68$  مترمکعب بر ثانیه) در مقایسه با محدوده ۴۶-۱۸ مترمکعب بر ثانیه در سایر فصول) و غلظت مواد جامد معلق ( $237-1297$

- Indicators*, 292:135–149.  
DOI:10.1016/j.ecolind.2014.10.010
- Boltovskoy, D., 2000.** South Atlantic zooplankton. Backhuys Publisher, Netherlands. 1706 P.
- Cadjo, S., Miletic, A. and Djurkovic, A., 2007.** Zooplankton of the Potpec reservoir and the saprobiological analysis of water quality. *Desalination*, 213:24–28.  
DOI:10.1016/j.desal.2006.05.066
- Caroni, R., Bund, W.V.D., Clarke, R.T. and Johnson, R.K., 2013.** Combination of multiple biological quality elements into waterbody assessment of surface waters. *Hydrobiologia*, 704(1):437–451.  
DOI:10.1007/s10750-012-1274-y
- Cui, Z., Fan, W., Chen, Ch., Mo, K., Chen, Q., Zhang, Q. and He, R., 2024.** Ecosystem health evaluation of urban rivers based on multitrophic aquatic organisms. *Journal of Environmental Management*, 349:119476.  
DOI:10.1016/j.jenvman.2023.119476
- Department of Environment of Iran., 2016.** Water quality standards of Iran. Deputy for Human Environment, Office of Water and Soil, Iran. 14 P. (In Persian)
- Dorigo, U., Berard, A., Rimet, F., Bouchez, A. and Montuelle, B., 2010.** In situ assessment of periphyton recovery in a river contaminated by pesticides. *Aquatic Toxicology*, 98(4):396–406.  
DOI:10.1016/j.aquatox.2009.12.003
- Ekpo, I., 2013.** Effect of physico-chemical parameters on zooplankton species and density of a tropical rainforest river in Niger Delta, using canonical cluster analysis. *The*

آب، کدورت و مواد جامد معلق زیاد)، منجر به زی توده بالا نشده است. Bacillariophyta نه با تراکم بیشتر بلکه با مقاومت و رقابت مؤثر در شرایط سخت و متغیر، بر سایر ریزجلبک‌ها غلبه نمودند. در ضمن، کنترل بارگذاری مواد مغذی به خصوص فسفر در این رودخانه، برای افزایش کیفیت آب مخزن سد ضروری است، زیرا در آینده نزدیک، روان آب و آلاینده‌های آلی ناشی از فاضلاب‌ها می‌تواند تعادل نسبی توزیع گونه‌های زیستی را مختل نماید. همچنین زئوپلانکتون‌های غالب در همه ایستگاه‌ها، شاخص وضعیت آلودگی آلی متوسط بودند که با توصیف شرایط کیفی با تکیه بر پریفیتون‌ها، هم‌خوانی دارد. مطالعه حاضر، برای نخستین بار در رودخانه خرسان انجام شده است و نیاز به پایش مجدد با فواصل کوتاه‌تر برای ارزیابی بارگیری مواد مغذی و وضعیت تروفیک در مطالعات آتی، ضروری به نظر می‌رسد.

### تشکر و قدردانی

بدین وسیله از حمایت موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور که زمینه علمی و آزمایشگاهی مطالعه حاضر را فراهم آورد، صمیمانه تشکر و قدردانی می‌گردد. مطالعه حاضر از پروژه "بررسی فراوانی و تنوع زیستی جوامع پلانکتون و پریفیتون رودخانه‌های زیر حوضه سد خرسان ۳" با کد مصوب "۰۲۱۰۳۰-۰۴۹-۰۲-۱۱۴-۱۲-۷۶-۱۴" استخراج شده است.

### منابع

- APHA (American Public Health Association), 2017.** Standard method for examination of water and wastewater. 18th edition. American Public Health Association Publisher, Washington, USA. 1113 P.
- Azevedo, D.J.S., Barbosa, J.E.L., Gomes, W.I.A., Porto, D.E., Marques, J.C. and Moiozzi, J., 2015.** Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs: Contradictory or complementary responses. *Ecological*

- International Journal of Engineering and Science*, 2(4):13–21.
- Gilvear, D.J., Heal, K.V. and Stephen, A., 2002.** Hydrology and the ecological quality of Scottish river ecosystems. *Science of the Total Environment*, 294(1):131–159. DOI:10.1016/S0048-9697(02)00060-8
- Habit, R.N. and Pankow, H., 1976.** Algenflora der Ostsee II, plankton. Gustav Fischer Verlag, Jena University Rostock Publication, Germany. 493P.
- Hartley, B.H.G., Barber, J.R.C. and Sims, P., 1996.** An atlas of British Diatoms. Biopress Limited, Bristol, UK. 601P.
- Hering, D., Carvalho, L., Argillier, C., Beklioglu, M., Borja, A., Cardoso, A.C. and Hanganu, J., 2015.** Managing aquatic ecosystems and water resource under multiple stress: An introduction to the MARS project. *Science of the Total Environment*, 503:10–21. DOI:10.1016/j.scitotenv.2014.06.106
- Kelly, M.G. and Whitton, B.A., 1995.** The trophic diatom index: A new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, 7:433–444. DOI:10.1007/BF00003802
- Kulas, A., Gulin, V., Matoničkin Kepčija, R., Zutini, C., Serti, M., Orli, S., Kajan, K., Lentendu, G., Canjevac, I., Matini, I. and Gligora, M., 2021.** Ciliates (Alveolata, Ciliophora) as bioindicators of environmental pressure: A karstic river case. *Ecological Indicators*, 124:1–12. DOI:10.1016/j.ecolind.2021.107430
- Kuticova, L.A., 1970.** Rotatoria. Leningrad, Moscow. 744 P. (in Russian)
- Li, L., Zheng, B. and Liu, L., 2010.** Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: Definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences*, 2:1510–1524. DOI:10.1016/j.proenv.2010.10.164.
- Li, Y.D., Chen, Y., Wang, L., Yao, L., Pan, X. and Jong-Lee, D., 2017.** Pollution tolerant protozoa in polluted wetland. *Bioresour Technology*, 240:115–122. DOI:10.1016/j.biortech.2017.02.051
- Liu, X., Deng, J., Li, Y., Jeppesen, E., Zhang, M. and Chen, F., 2023.** Nitrogen reduction causes shifts in winter and spring phytoplankton composition and resource use efficiency in a large subtropical lake in China. *Ecosystems*, 26:1640–1655. DOI:10.1007/s10021-023-00886-4
- Makhloogh, A., Naderi Jelodar, M., Nasrollahzadeh Saravi, H., Afraei Bandpei, M.A., Roohi, A., Safari, R., Keihan, A.R., Eslami, F., Ahmadnejad Chehreh, A., Davoudi Limouni, A., Safavi, S.E., Nabavi, Z., Rezaei, M., Khodaparast, N. and Ebrahimzadeh, M., 2023.** Study of phytoplankton and periphyton in the headwaters of Qeshlaq and Gaveh Rud (Sanandaj–Kurdistan) to evaluate water quality and trophic level of the ecosystem. Final report of research and consulting services for quality monitoring studies of the Zhavah reservoir dam, Iranian Fisheries Science Research Institute, Iran. 100 P. (In Persian)

- Malvandi, H., Moghanizadeh, R. and Abdoli, A., 2021.** The use of biological indices and diversity indices to evaluate water quality of rivers in Mashhad, Iran. *Biologia*, 76:959–971. DOI:10.2478/s11756-020-00618-4 (In Persian).
- Manolova, E.Q., 1964.** *Cladocera*. Leningrad, Moscow. 326 P. (In Russian)
- Mason, C.F., 1982.** Biology of freshwater pollution. Longman, London. 250 P.
- Oertel, N. and Salanki, J., 2003.** Biomonitoring and bioindicators in aquatic ecosystems. In: Ambasht, R.S. and Ambasht, N.K. (eds.), *Modern Trends in Applied Aquatic Ecology*. Kluwer Academic/Plenum Publishing, New York. pp. 219–246.
- Pantle, R. and Buck, H., 1955.** Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas Wasserfach*, 96(18):1-604.
- Papadimitriou, C.A., Papatheodoulou, A., Takavakoglou, V., Zdragas, A., Samaras, P., Sakellaropoulos, G.P., Lazaridou, M. and Zalidis, G., 2010.** Investigation of protozoa as indicators of wastewater efficiency in constructed wetlands. *Desalination*, 250:378–382. DOI:10.1016/j.desal.2009.09.018
- Postel, L., Fock, H. and Hagen, W., 2000.** Biomass and abundance. In: Harris, R., Wiebe, P., Lenz, J., Skjoldal, H.R. and Huntley, M. (eds.), *Zooplankton Methodology Manual*. Academic publishing, San Diego. pp. 83–192. DOI:10.1016/B978-012327645-2/50005-0
- Rahmati, R., Nasrollahzadeh Saravi, H., Naderi Jelodar, M., Safari, R., Afraei Bandpei, M.A., Rowshantabari, M., Khodaparast, N., Makhloogh, A., Roohi, A., Rezaei, M., Ahmadnejad Chehreh, A., Ebrahimzadeh, M. and Gashtasbi, R., 2023.** Assessment of water quality in the Sirvan River (Kurdistan) with emphasis on zooplanktonic biological indices for the construction of the Zhavveh reservoir dam. Scientific Technical Report, Iranian Fisheries Science Research Institute, Accession No. 63788. 21P. (In Persian)
- Shannon, C.E. and Weaver, W., 1949.** The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, USA. 117 P.
- Sladeczek, V., 1973.** System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie*, Schweizerbart Science Publishers, 218 P. DOI:10.1007/978-3-510-47005-1
- Sulastri, A., Khabib, T.P., Nurul, L., Miftahul, K.K. and Muhammad, M., 2021.** Epiphytic microalgae community as aquatic bioindicator in Brantas River, East Java, Indonesia. *Biodiversitas*, 22(7):2961-2971. DOI:10.13057/biodiv/d220749
- Tiffany, H. and Britton, M.E., 1971.** The algae of Illinois. Hafner Publishing Company, New York, USA. 447 P.
- Wehr, J.D., Sheath, R.G. and Kociolek, P., 2015.** Freshwater algae of North America: Ecology and classification. Academic Press, USA. 1067 P.
- Wetzel, R.G. and Likens, G.E., 1991.** Limnological analysis. Springer-Verlag, New York, USA. 391 P.
- Yoo, H., Ji, C.W. and Kwak, I.S., 2025.** Long-term analysis of Bacillariophyta assemblages

- in Korean estuaries: Effects of salinity gradients and environmental factors (2008–2019). *Hydrobiologia*, 853:395-411. DOI:10.1007/s10750-025-05937-8
- Yousef, E.A., El-Mallah, A.M., Abdel-Baki, A.S., Al-Quraishy, S., Reyad, A. and Abdel-Tawab, H., 2024.** Effect of environmental variables on zooplankton in various habitats of the Nile river. *Water*, 16(7):1-14. DOI:10.3390/w16070915
- Yuli Herawati, E., Sudaryanti, S., Nova Wiratno, E., Lestariaji, C. and Setyawan Anjasmara, A., 2024.** Correlation of epilithic periphyton with physical chemical parameters in downstream of Welang River, Pasuruan, East Java. *International Journal of Innovative Science and Research Technology*, 9(10):2933–2947. DOI:10.38124/ijisrt/IJSRT24OCT1857
- Zhang, W., Ding, Y., Tang, Y., Han, Y., Zhu, Z., Yang, Y., and Zhu, Y. 2019.** Determination of vertical and horizontal assemblage drivers of bacterial community in a heavily polluted urban river. *Water Research*, 161:98–107. DOI:10.1016/j.watres.2019.05.107
- Zhu, X., Yang, Y., Zhang, W., Ding, Y., Tang, Y., Han, Y., Zhu, Z., and Zhu, Y. 2022.** Effects of different types of anthropogenic disturbances and natural wetlands on water quality and microbial communities in a typical black-odor river. *Ecological Indicators*, 136:108613. DOI:10.1016/j.ecolind.2022.108613