

ISSN 2658-3518

LIMNOLOGY & FRESHWATER BIOLOGY

2025, № 5

- > abiotic and biotic water components;
- > ecosystem-level studies;
- > systematics and aquatic ecology;
- > paleolimnology and environmental histories;
- > laboratory experiments and modeling

Assessing the sustainability and management implications of Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* (Pisces: Cichlidae; Linnaeus 1758)

Bousseba M.^{1*}, Ferraj L.¹, Droussi M.², Hasnaoui M.¹

¹Environmental, Ecological and Agro-Industrial Engineering Laboratory, Sciences and Techniques Faculty, Sultan Moulay Slimane University, 23020 Beni Mellal, Morocco

²International Expert in aquaculture, 23020 Beni Mellal, Morocco

ABSTRACT. The Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) was introduced into the Al Massira Dam Lake with the aim of developing profitable fisheries, as a commercially significant species for local populations. However, the stocks of this species have declined in this reservoir due to overfishing pressure, ecological variations, and the effect of other invasive fish species. An assessment of the population dynamics of this species is necessary to develop appropriate fisheries management. This research aimed to determine the state of Nile tilapia stock applying length-based data-limited methods. The von Bertalanffy growth model served to evaluate the sustainability of fisheries. The annual total mortality (Z) and natural mortality (M) rates were determined as respectively 1.79 year⁻¹ and 0.67 year⁻¹. The calculated fishing mortality rate (F = 1.12 year⁻¹) exceeds the maximum sustainable yield (F_{max} = 1.06 year⁻¹), representing the fishing mortality rate ensuring maximum production of equilibrium recruits. Additionally, the current exploitation rate is 0.63, above the reference level (E > 0.5), implying that the Nile tilapia stock in the Al Massira Dam Lake is subject to fishing pressure. Therefore, the stock is overexploited, exceeding optimal levels, and is currently in decline. The findings of this study provide valuable new information about the *Oreochromis niloticus* stock, enabling better management efforts. To ensure sustainable exploitation of this species, considered vulnerable in Al Massira Reservoir, it is imperative to reduce unregulated fishing and more effectively control overfishing practices.

Keywords: *Oreochromis niloticus*, Al Massira Dam Lake, stock status, sustainability, exploitation

For citation: Bousseba M., Ferraj L., Droussi M., Hasnaoui M. Assessing the sustainability and management implications of Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* (Pisces: Cichlidae; Linnaeus 1758) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - P. 1102-1109. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1102

1. Introduction

Tilapias, belonging to the cichlid family, are fish originally from the Middle East and Africa. Various tilapia species were successfully introduced into over 90 countries for aquaculture purposes (Casal, 2006). Among them, the Nile tilapia is in the top ten farmed aquatic fish species globally, accounting for over 70% of total tilapia production (Casal, 2006). This species is particularly valued by fish farmers due to its ease of cultivation, rapid growth, and high-quality flesh.

The Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) has been brought to Morocco by the northern-based company 'Pisciculture du Nord' located in Tangier as part of an initiative to promote national aquaculture. Subsequently, the species was released into natural habitats, leading to the establishment of sustainable wild populations

(Louizi et al., 2019). Currently, *O. niloticus* has spread to various reservoirs in Morocco, notably Al Kansra, Sidi Mohamed Ben Abdellah, El Hansali and Al Massira reservoirs (Ainou et al., 2021).

As an invasive species, *O. niloticus* causes social, economic, and environmental impacts (Vicente and Fonseca-Alves, 2013). However, the introduction of Nile tilapia has been beneficial in several pays, providing protein, improving the living conditions of local populations, and contributing to job creation in rural areas. Nevertheless, it is essential to establish rigorous management of this species' stocks to prevent long-term negative consequences. Poor management of fishery resources, particularly commercially important species, can lead to stock collapses, thereby jeopardizing food security and fishing activities (Worm et al., 2006). Implementing reliable stock assessments provides cru-

*Corresponding author.

E-mail address: meriebousseba@gmail.com (M. Bousseba)

Received: June 15, 2025; **Accepted:** September 29, 2025;

Available online: October 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



cial information for diagnosing population status and developing sustainable management strategies (Ecoutin et al., 2005). Traditional stock assessment approaches rely on data relating to catch and fishing effort.

These approaches require a large amount of data (Shi and Chen, 2019), often including time series of catches, information on length-weight relationships, age structure, relative or absolute population density, gonadal maturity, and detailed life cycle data (Methot and Wetzel, 2013). Due to this data requirement, in recent decades, length-based approaches have been developed as alternatives for assessing the status of stocks of data-limited fisheries (Costello et al., 2012). In many cases, these approaches have proved to be more effective than certain models based on captures (Pons et al., 2019) and have been effectively used in data-limited fisheries across the globe (Cope et al., 2023). They offer dependable estimates (Pons et al., 2019; Santos et al., 2023) and assist in improving effective management practices. The application of length-based methods is a valuable asset for the sustainable development of data-limited fisheries (Dowling et al., 2016), thereby aiding in the adoption of precautionary measures grounded in well-informed decisions. This method provides a practical solution for enhancing the management and preservation of fisheries.

This research aimed to supply updated scientific data on the dynamics of population and stock status of *O. niloticus* in the Al Massira Reservoir. It contributes to the sustainable fisheries development and the conservation of aquatic biodiversity in this region. In the absence of prior data in this field, this is the initial attempt of analysing the state of *O. niloticus* population in Morocco using length-based data-limited methods, especially in Al Massira Reservoir. The findings will serve as a robust foundation for evaluating the current state of fish stocks and setting appropriate catch limits.

2. Material and methods

2.1. Study Area

This survey was performed in Al Massira Dam Lake in Morocco (32° 28' 32" North and 7° 32' 15" West) (Alaoui et al., 2000). Having a storage capacity of 2,800 million m³, the Al Massira Reservoir ranks as the second-largest reservoir in Morocco. It is built on the mid-section of the Ouali Oum Er-Rbia, the country's second-longest permanent river (Bounif et al., 2023). Table 1 (Alaoui et al., 2000) summarizes the principal features of the Al Massira Dam Lake.

2.2. Data collection

Fish samples from the Al Massira Reservoir were captured by professional fishermen using stretched-mesh gill nets (25–65 mm). During the sampling periods, 975 *O. niloticus* specimens were randomly sampled monthly in commercial fisheries over January to December 2021. Each individual fish was weighed in the laboratory with an electronic balance accurate to 0.1 g to determine its total weight (TW), and its total length (TL) was recorded with a graduated ichthyometer, accurate to 0.1 cm.

Table 1. Principal characteristics of Al Massira Reservoir

Parameter	Value
Watershed area	28500 Km ²
Maximum depth	40 m
Maximum width	10 Km
Length	30 Km
Normal elevation	285 NGM
Maximum elevation	287,5 NGM
Volume at normal level	2800 10 ⁶ m ³

Note: (*) i.e. + 10m above the bottom of the Lake (230 NGM).

2.3. Growth, mortality parameters and exploitation rate

The analysis was conducted on length-frequency monthly data of Nile tilapia obtained through commercial landings. The 'TropFishR' package (Mildenberger et al., 2017) applied the seasonal von Bertalanffy growth formula to estimate the growth parameters by using ELEFAN_GA algorithm (Schwamborn et al., 2019):

$$L_t = L_{\infty} \{1 - e^{-[K(t-t_0) + S(t) - S(t_0)]}\}, \quad (1)$$

where L_t represents the fish length at time t , L_{∞} denotes the asymptotic length (cm), K is the growth coefficient (years⁻¹), and t_0 refers to the theoretical age when the length is equal to zero. Seasonal growth was disregarded in this research to simplify the analysis. Thus, "+ $S(t) - S(t_0)$ " in the previous formula was considered equal to 0. In 'TropFishR', the parameter t_0 is substituted with t_{anchor} , indicating the moment in the year when a cohort's growth curve crosses zero length (Taylor and Mildenberger, 2017).

The maximum fish length (L_{max}) was determined as the average length of the largest 1% of the sample fish. Subsequently, a first estimate for L_{∞} was obtained by the following equation (Pauly, 1984):

$$L_{\infty} = L_{max} / 0.95. \quad (2)$$

The growth performance index (ϕ') was calculated for comparing the various estimates of growth parameters according the equation below (Pauly and Munro, 1984)

$$\phi' = \log_{10} K + 2 \log_{10} L_{\infty}. \quad (3)$$

To establish mortality parameters, a linearised length-converted capture curve was generated based on length-frequency data and earlier calculated growth parameters. Thus, the mortality rate (Z) has been derived by the slope of the catch curve's descending section (Pauly, 1983). In view of the significance and complexity of accurately estimating natural mortality rate (M) (Jørgensen and Holt, 2013), an up-to-date version of Pauly's (1980) method, based on a meta-analysis of growth data from several fish species, was applied (Then et al., 2015)

$$M = 4.118 \times K^{0.73} \times L_{\infty}^{-0.333}. \quad (4)$$

The fishing mortality rate (F) is expressed by the formula $F = Z - M$, and the current exploitation rate (E) was estimated using the F/Z function.

2.4. Yield per recruit model

Biological reference levels have been generated using Thompson and Bell (1934) relative yield-per-recruit (YPR) analysis to determine the optimal yield. These reference points included F_{max} and E_{max} (fishing mortality and exploitation levels representing the optimum yield per recruit), $F_{0.5}$ and $E_{0.5}$ (the points where spawning biomass is halved relative to an unfished population), and $F_{0.1}$ and $E_{0.1}$ (representing 10% of the YPR curve's initial slope).

2.5. Length-weight relationship

The length-weight relationship was evaluated through linear regression analysis. It was determined according to the equation described by Le Cren (1951) to establish if the pattern of growth of the individuals was allometric ($b \neq 3$) or isometric ($b = 3$).

$$TW = aTL^b, \tag{5}$$

where a = the intercept and b = the slope of regression line.

The log-transformed relationship ($TW = aTL^b$) is expressed by the regression formula, which defines the a and b coefficients (Zar, 1999).

2.6. Statistical analysis

The ‘TropFishR’ package (Mildenberger et al., 2017) was applied to determine the stock state of *O. niloticus*. The isometric growth hypothesis (Ricker, 1975) was checked by Student’s t-test ($p < 0.05$). The software R-Studio version 4.2.2 was utilised to perform all statistical analysis.

3. Results

In the present study, a total of 975 specimens of the two sexes of *O. niloticus* were sampled and examined between January and December 2021. The total length of the individuals was from 10.5 to 49.0 cm. The total weight varied between 50 to 1005 g. The mean length was estimated at 25.11 cm (± 8.80), and the calculated mean weight was 395.07 g (± 273.03).

The a and b parameters of the LWR were estimated from data on length (TL) and weight (TW) by applying equation (5). The established relationship was $TW = -0.94 TL^{2.40}$ ($R^2 = 0.94$). The value of b demonstrated a notable deviation from isometric growth (t -test, $p < 0.05$), suggesting that *O. niloticus* displays an allometric negative growth (Table 2).

The growth parameters for *O. niloticus* in the Al Massira Reservoir were $L_\infty = 53.92$ cm, $K = 0.24$ year⁻¹ et $t_{anchor} = 0.65$. Additionally, the performance

index was equal to $\phi' = 2.85$, with a high level of model estimation quality ($R_n = 0.53$).

The total mortality (Z) obtained by converting catch curve into catch length (Fig. 1) was calculated to be 1.79 year⁻¹, and the natural mortality (M) was equal to 0.67 year⁻¹. Thus, the fishing mortality was determined to be 1.12 year⁻¹ yielding a current exploitation ratio (E) of 0.63. The length at first capture (L_c), derived by the retroprojection of the declining part of the capture curve, was estimated at 13.04 cm. This means that fish in this length class have a 50% chance of being vulnerable to capture under the current gear selectivity scheme.

The graphical visualisation of the YPR model is presented in Fig. 2. The model results indicate that the optimal values for maximizing yield are a maximum fishing mortality (F_{max}) of 1.0 year⁻¹ and a maximum exploitation rate (E_{max}) of 0.59. A yield corresponding to 50% of the biomass of the stock could be attained at a rate of $F_{0.5} = 0.39$ year⁻¹ and $E_{0.5} = 0.22$. Furthermore, to achieve the biologically optimal yield, the recommended values are $F_{0.1} = 10.58$ year⁻¹ and $E_{0.1} = 0.32$.

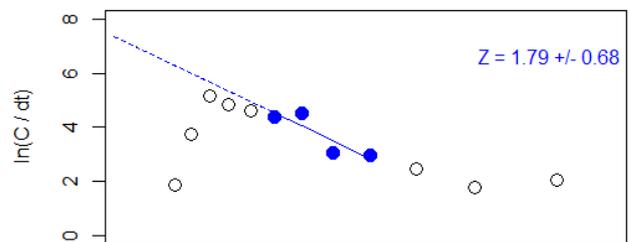


Fig.1. Catch curve based on length data illustrating total mortality rate (Z).

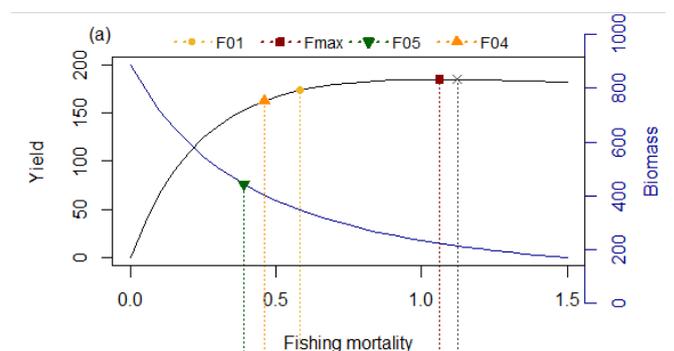


Fig.2. Yield and biomass curve per recruit according to different fishing mortality rates in *O. niloticus*.

Table 2. Length-weight relationships (LWR) of *O. niloticus*

N	a	b	R^2	t -value	p -value
975	-0.94	2.40	0.94	36.10	< 2.2e-16***

Note: *** $p < 0.001$

4. Discussion

In Morocco, reservoir fisheries play a major role in the rural economy, providing an accessible source of animal protein for local populations at affordable prices. However, despite their socio-economic importance, these fisheries remain understudied in terms of resource management. This work constitutes the first tentative to assess the population dynamics of *O. niloticus* in Moroccan inland waters, particularly in the Al Massira Reservoir, using methods adapted to limited length-frequency data. These data serve as a basis for assessing stock status and developing sustainable management measures designed to preserve the resource and to guarantee the viability of this essential fishery for rural communities over the long term.

The allometric coefficient b of LWR is frequently used to indicate fish growth patterns (Chu et al., 2012). The b coefficient for *O. niloticus* in our study was significantly less than 3 ($p < 0.001$), suggesting a negative growth pattern. This indicates that the size of this species increases at a faster rate than its weight. Research carried out by Naeem et al. (2010) in the Indus River (Pakistan), Novaes and Carvalho (2012) in Barra Bonita Reservoir (Brazil), Outa et al. (2014) in Lake Naivasha (Kenya), Abdalla et al. (2020) in Khashm El-Girba Reservoir (Sudan), El-Bokhty and Fetouh (2023) in El-Salam Canal (Egypt), Iyiola et al. (2024) in the Osun River (Nigeria), and Mabika et al. (2024) in Tugwi-Mukosi Reservoir (Zimbabwe) have highlighted negative allometric growth patterns, thus aligning with the findings of our study. However, other studies have highlighted a positive allometric type of growth of *O. niloticus* species in different aquatic zones across various countries (Ojuok et al., 2000; Karrar et al., 2016; Asmamaw et al., 2019; Cuadrado et al., 2019; Mohamed and Al-Wan, 2020; Mabika et al.,

2024; Shija, 2024). Additionally, research conducted by El-Bokhty (2006) in Egypt, Kembanya et al. (2014), and Yongo et al. (2018) in Kenya, as well as Reis (2020) in Turkey, revealed isometric allometry for *O. niloticus*. The existence of differences in the values of parameter b between various regions may result from several factors, including fish physiology, sexual maturity, sex, temperature, season, growth phase, size range, and sample size, as well as habitat, diet, stomach fullness, and health status (Le Cren, 1951; Froese, 2006; Froese et al., 2011; Mondol et al., 2017).

The estimates of the performance index \emptyset' have revealed considerable variation in growth parameters for the population of *O. niloticus* from one geographical area to another (Table 3). Ouattara et al. (2009) in Ivory Coast, Mahmoud et al. (2013) in Egypt, and Amponsah et al. (2020) in Ghana antiquated \emptyset' values lower than those obtained in our study. In contrast, other researchers found \emptyset' values higher in Bangladesh, Pakistan, and Ethiopia (Ahmed et al., 2003, Mehak et al., 2017; Shija, 2024). Various factors can explain the variations in growth parameters, such as the level of exploitation as well as ecological and environmental differences between regions, including food availability, mortality, and temperature (Torcu-Koc et al., 2004). e fish growth is determined by three factors, namely the biotic environment, the restrictive abiotic environment it experiences, and its genetic composition (Martino et al., 2019). Length-based growth parameters can also be considerably affected by the ecosystem's productivity (Gulland, 1971; Ault et al., 2008) and the selectivity of fisheries (Herrón et al., 2018).

The estimated total and fishing mortality ratios for *O. niloticus* in this study (1.79 year^{-1} and 1.12 year^{-1} , respectively) were less than those found by Mehanna et al. (2020) in an earlier study on Lake Manzala ($Z = 2.02 \text{ year}^{-1}$, $F = 1.20 \text{ year}^{-1}$), as well as lower than

Table 3. Von Bertalanffy growth parameters of *O. Niloticus* in diverse geographical regions

Study area	L_{∞} (cm)	K (Year ⁻¹)	\emptyset'	Author/s
Kaptai Reservoir, Bangladesh	55.59	0.39	3.08	(Ahmed et al., 2003)
Nyanza Gulf of Lake Victoria, Kenya	58.78	0.59	3.31	(Njiru et al., 2007)
Ayamé Reservoir, Ivory Coast	30.7	0.22	2.32	(Ouattara et al., 2009)
Nozha Hydrodrome, Egypt	38.06	0.21	2.49	(Mahmoud et al., 2013)
El-Bahr El-Faraouny Canal, Egypt	37.27	0.29	2.61	(El-Kasheif et al., 2015)
Lac Toho, Benin	41.5	0.30	2.71	(Montcho et al., 2015)
Chashma Reservoir, Pakistan	22.78	0.07	3.56	(Mehak et al., 2017)
Lake Tana, Ethiopia	44.1	0.44	2.93	(Assefa et al., 2019)
Lake Naivasha, Kenya	42	0.21	2.57	(Waithaka et al., 2020)
Halali Reservoir, India	46.73	0.63	3.14	(Johnson et al., 2020)
Garmat Ali River, Iraq	30.49	0.45	2.62	(Salman and Mohamed, 2020)
lagoon Sakumo II, Ghana	19.4	0.54	2.31	(Amponsah et al., 2020)
NamTheun 2 Reservoir, Laos	55.6	0.14	2.63	(Beaune et al., 2021)
Lake Langeno, Ethiopia	35.70	0.32	2.61	(Tesfaye et al., 2022)
Lake Abaya, Ethiopia	49.35	0.36	3.0	(Shija, 2024)
Al Massira Reservoir, Morocco	53.92	0.24	2.85	Present study

the estimates provided by Degsera et al. (2021) in Lake Tana ($Z = 1.10 \text{ year}^{-1}$, $F = 0.49 \text{ year}^{-1}$) and by Muhtadi et al. (2022) for *O. niloticus* from Coastal Lake ($Z = 3.20 \text{ year}^{-1}$, $F = 1.93 \text{ year}^{-1}$). In contrast, the values obtained for the same species in Lakes Koka and Naivasha ($Z = 0.65 \text{ year}^{-1}$, $F = 0.26 \text{ year}^{-1}$ and $Z = 1.47 \text{ year}^{-1}$, $F = 0.80 \text{ year}^{-1}$; respectively) are lower than those obtained for *O. niloticus* in Al Massira Reservoir, according to Tesfaye and Wolff (2015) and Waithaka et al. (2020). The inclusion of smaller and larger samples sizes impacts the assessment of growth parameters, which may also affect the calculations of mortality rates. This could, in part, explain the disparities registered in our study and other research (Degsera et al., 2021). Furthermore, the methods used to estimate mortality parameters could also be determining factors for these differences (Tesfaye, 2006; Degsera et al., 2021). Natural and fishing mortality can indicate an overfishing status (Pauly, 1983). The fishing mortality reported in the current research ($F = 1.12 \text{ year}^{-1}$) exceeds that of natural mortality ($M = 0.67 \text{ year}^{-1}$). This high value of fishing mortality appears to be the result of intensive fishing pressure practised in the Al Massira Reservoir. Moreover, The Z/K report obtained in this research also highlighted a high mortality rate among the population ($Z/K > 1$), reinforcing the idea that the *O. niloticus* population is subject to excessive fishing pressure. This is further supported by an exploitation rate exceeding the threshold of $E_{opt} = 0.5$ ($E = 0.63$), indicated a high level of exploitation. Comparative evaluation of current and predicted levels of both fishing mortality and exploitation is required for developing a long-term sustainability strategy of a harvested fishery (Alam et al., 2021). The prediction model (YPR) reveals that the current rate of fishing mortality ($F = 1.12 \text{ year}^{-1}$) exceeds the recommended maximum mortality level ($F_{max} = 1.06 \text{ year}^{-1}$). Similarly, the current exploitation rate ($E = 0.63$) surpasses the desired level ($E_{max} = 0.59$), thereby confirming that the *O. niloticus* population stock is experiencing overexploitation in the Al Massira Reservoir. The calculated value of length at first capture ($L_c = 13.04 \text{ cm}$) of Nile tilapia found in our research is below its length at first maturity (L_m), which has been shown in various studies in several different areas. The observed values are 24.6 cm in Ethiopia (Tesfaye and Wolff, 2015), 26.18 cm in Kenya (Njiru et al., 2007), and 47.4 cm in Sri Lanka (Amarasinghe et al., 2017). This suggests that high proportions of juvenile fish are being captured using gillnets. Indeed, fishermen commonly use non-selective, highly destructive, and illegal monofilament gillnets (mesh sizes of 25 to 65 mm), which leads to the capture of much smaller individuals in Al Massira Dam Lake.

The data indicate that the *O. niloticus* population in the Al Massira Reservoir clearly exceeds sustainable limits. Thus, it is essential to develop strategies for reducing fishing pressure in order to protect this population and therefore guarantee the sustainable viability of the fishery in the long term. The findings of this survey show that gillnet fishing for *O. niloticus* in the Al Massira Dam Lake exerts intensive pressure on the population. Therefore, management actions must aim to increase the size of the first capture (L_c). This objective

This could be achievable through the implementation of mesh size regulations, which would help improve the rehabilitation of the population by permitting the escape of juvenile fish. Restrictions on gear size, by banning the use of monofilament gillnets, should also be applied urgently and strictly. It is also recommended to close the fishery during breeding seasons to promote the adult reproduction as well as the rebuilding of the population. It is also essential to increase the awareness of the various stakeholders in order to ensure the effective monitoring and implementation of fisheries legislation.

5. Conclusion

It is essential to understand fish population dynamics in order to make informed management decisions and implement successful strategies. In this research, we evaluated for the first one the stock status of *O. niloticus* in Al Massira Reservoir in Morocco. Our results show that the exploitation level of this fish species exceeds the recommended threshold, suggesting that the fish stock is overexploited. To ensure the sustainability of these resources in this Dam Lake, it is imperative to establish management strategies aimed at reducing fishing pressure. This This could be carried out by fixing catch quotas, defining appropriate minimum catch sizes, and encouraging fishers to adopt sustainable and responsible fishing practices.

Conflict of interest

No conflicts of interest have been declared by the authors.

References

- Abdalla M.Y.M., Ahmed A.A.Z., Elhassan M.M. 2020. Investigation on some biological aspects of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L. 1758) from Khashm El-Girba fish market, Sudan: length-weight relationship, condition factor and sex ratio. *Asian Journal of Research in Zoology* 3: 20–26. DOI: [10.9734/ajriz/2020/v3i430098](https://doi.org/10.9734/ajriz/2020/v3i430098)
- Ahmed K.K.U., Amin S.M.N., Haldar G.C. et al. 2003. Population dynamics and stock assessment of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus) in the Kaptai reservoir, Bangladesh. *Indian Journal of Fisheries* 50(1): 47–52.
- Ainou H., Louizi H., Rahmouni I. et al. 2021. The discovery of *Coptodon guineensis* (Günther, 1862) (Perciformes, Cichlidae) in the Moulay Bousselham Lagoon extends the species' range 1,000 km northward in Morocco. *Check List* 17: 1365–1373. DOI: [10.15560/17.5.1365](https://doi.org/10.15560/17.5.1365)
- Alam M.S., Liu Q., Nabi M.R.-U. et al. 2021. Fish stock assessment for data-poor fisheries, with a case study of tropical Hilsa shad (*Tenualosa ilisha*) in the water of Bangladesh. *Sustainability* 13: 3604. DOI: [10.3390/su13073604](https://doi.org/10.3390/su13073604)
- Alaoui L., Agoumi A., Moncef M. et al. 2000. Étude du régime thermique de la retenue Al Massira (Maroc). *Hydroécologie Appliquée* 12: 183–206. (in French)
- Amarasinghe U.S., Jayasinghe R.P.P.K., Moreau J. 2017. Length-based stock assessment of *Oreochromis mossambicus* and *Oreochromis niloticus* (Actinopterygii: Perciformes: Cichlidae) in multi-mesh gillnet fisheries in reservoirs of Sri Lanka. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 47: 265–277. DOI: [10.3750/AIEP/02147](https://doi.org/10.3750/AIEP/02147)

- Amponsah S.K.K., Asiedu B., Failler P. 2020. Population parameters of *Oreochromis niloticus* (L.) from a semi-open lagoon (Sakumo II), Ghana, and its implications on management. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries* 24: 195–207. DOI: [10.21608/ejabf.2020.79778](https://doi.org/10.21608/ejabf.2020.79778)
- Asmamaw B., Beyene B., Tessema M. et al. 2019. Length-weight relationships and condition factor of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) (Cichlidae) in Koka reservoir, Ethiopia. *International Journal of Fisheries and Aquatic Research* 4: 47–51.
- Assefa W.W., Wondie A., Enyew B.G. 2019. Population dynamics and exploitation patterns of *Oreochromis niloticus* in Lake Tana, Northwest Ethiopia. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 24(4): 344–353. DOI: [10.1111/lre.12290](https://doi.org/10.1111/lre.12290)
- Ault J.S., Smith S.G., Luo J.G. et al. 2008. Length-based assessment of sustainability benchmarks for coral reef fishes in Puerto Rico. *Environmental Conservation* 35: 221–231.
- Beaune D., Guillard J., Cottet M. et al. 2021. Investigating key biological parameters of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) in a large Asian reservoir to better develop sustainable fisheries. *Hydroécologie Appliquée* 21: 157–179. DOI: [10.1051/hydro/2020001](https://doi.org/10.1051/hydro/2020001)
- Bounif M., Rahimi A., Boutafoust R. et al. 2023. Use of spatial remote sensing to study the temporal evolution of the water retention of Al Massira Dam in Morocco. *Journal of Ecological Engineering* 24(2): 340–349. DOI: [10.12911/22998993/156666](https://doi.org/10.12911/22998993/156666)
- Casal M.V.C. 2006. Global documentation of fish introductions: the growth in crisis and recommendations for action. *Biological Invasions* 8: 3–11.
- Chu W.S., Hou Y.Y., Ueng Y.T. et al. 2012. Correlation between the length and weight of *Arius maculatus* off the southwestern coast of Taiwan. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 55: 705–708.
- Cope J.M., Dowling N.A., Hesp S.A. et al. 2023. The stock assessment theory of relativity: deconstructing the term ‘data-limited’ fisheries into components and guiding principles to support the science of fisheries management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 33(1): 241–263. DOI: [10.1007/s11160-022-09748-1](https://doi.org/10.1007/s11160-022-09748-1)
- Costello C., Ovando D., Hilborn R. et al. 2012. Status and solutions for the world’s unassessed fisheries. *Science* 338: 517–520. DOI: [10.1126/science.1223389](https://doi.org/10.1126/science.1223389)
- Cuadrado J.T., Lim D.S., Alcontin R.M.S. et al. 2019. Species composition and length-weight relationship of twelve fish species in the two lakes of Esperanza, Agusan del Sur, Philippines. *FishTaxa* 4: 1–8.
- Degsera A., Minwyelet M., Yosef T. 2021. Stock assessment of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1758) in Lake Tana, Ethiopia. *African Journal of Aquatic Science* 46(4): 499–507.
- Dowling N.A., Wilson J.R., Rudd M.B. et al. 2016. FishPath: a decision support system for assessing and managing data- and capacity-limited fisheries. In: Quinn T.J. II, Armstrong J.L., Baker M.R. et al. (Eds), *Assessing and managing data-limited fish stocks*. Alaska Sea Grant, University of Alaska Fairbanks, pp. 59–96. DOI: [10.4027/amdlfs.2016.03](https://doi.org/10.4027/amdlfs.2016.03)
- Ecoutin J.-M., Albaret J.-J., Trape S. 2005. Length-weight relationships for fish populations of a relatively undisturbed tropical estuary: The Gambia. *Fisheries Research* 72: 347–351. DOI: [10.1016/j.fishres.2004.10.007](https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.10.007)
- El-Bokhty E.E.B., Fetouh M.A. 2023. Some biological aspects of *Oreochromis niloticus* and *Oreochromis aureus* caught by trammel nets from El-Salam Canal, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries* 27: 167–177.
- El-Bokhty E.E.B. 2006. Assessment of family Cichlidae inhabiting Lake Manzala, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries* 10: 85–106.
- El-Kasheif M.A., Authman M.M.N., Al-Ghamdi F.A. et al. 2015. Biological aspects and fisheries management of tilapia fish *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) in El-Bahr El-Faraouny Canal, Al-Minufiya Province, Egypt. *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 10: 405–444.
- Froese R., Tsikliras A.C., Stergiou K.I. 2011. Editorial note on weight-length relations of fishes. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 41: 261–263. DOI: [10.3750/AIP2011.41.4.01](https://doi.org/10.3750/AIP2011.41.4.01)
- Froese R. 2006. Cube law, condition factor, and weight-length relationships: history, meta-analysis, and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology* 22: 241–253.
- Gulland J.A. 1971. *The fish resources of the ocean*. Fishing News (Books), Surrey, UK.
- Herrón P., Mildemberger T.K., Diaz J.M. et al. 2018. Assessment of the stock status of small-scale and multi-gear fisheries resources in the tropical eastern Pacific region. *Regional Studies in Marine Science* 24: 311–323.
- Iyiola A.O., Kolawole A.S., Umma S.B. et al. 2024. Length-weight relationship, condition factor, and sex ratio of *Oreochromis niloticus* and *Chrysichthys nigrodigitatus* in the lower section of Osun River, Nigeria. *Aceh Journal of Animal Science* 9: 53–59.
- Johnson C., Sarkar U.K., Koushlesh S.K. et al. 2020. Population structure of Nile tilapia and its impact on fisheries of a tropical impacted reservoir, Central India. *Environmental Science and Pollution Research* 27: 29091–29099. DOI: [10.1007/s11356-020-09234-w](https://doi.org/10.1007/s11356-020-09234-w)
- Jørgensen C., Holt R.E. 2013. Natural mortality: its ecology, how it shapes fish life histories, and why it may be increased by fishing. *Journal of Sea Research* 75: 8–18. DOI: [10.1016/j.seares.2012.04.003](https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.04.003)
- Karrar A.M.H.M., Elkareem M.M.E.A., Ali A.K.S. 2016. Length-weight relationship and condition factor of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* Trewavas) from White Nile, Sudan. *Environmental and Natural Resources International Journal* 1: 77–84.
- Kembenya E.M., Ogello E.O., Githukia C.M. et al. 2014. Seasonal changes of length-weight relationship and condition factor of five fish species in Lake Baringo, Kenya. *International Journal of Science and Basic Applied Research* 14: 130–140.
- Le Cren E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology* 20: 201–219. DOI: [10.2307/1540](https://doi.org/10.2307/1540)
- Louizi H., Agnès J.F., Bitja Nyom A. et al. 2019. The distribution and systematic status of cichlid fishes (Teleostei, Cichliformes: Cichlidae) from Morocco. *Vie et Milieu* 69: 95–106.
- Mabika N., Magqina T., Makoni T. 2024. Length-weight relationship and condition factor for five common fish species in a recently constructed reservoir (Tugwi-Mukosi Dam) – Zimbabwe. *Aquatic Research* 7: 83–92. DOI: [10.3153/AR24008](https://doi.org/10.3153/AR24008)
- Mahmoud H.H., Ezzat A.A., El-Sayed Ali T. et al. 2013. Fisheries management of cichlid fishes in Nozha Hydrodrome, Alexandria, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research* 39: 283–289. DOI: [10.1016/j.ejar.2013.12.006](https://doi.org/10.1016/j.ejar.2013.12.006)
- Martino J.C., Fowler A.J., Doubleday Z.A. et al. 2019. Using otolith chronologies to understand long-term trends and extrinsic drivers of growth in fisheries. *Ecosphere* 10: e02553. DOI: [10.1002/ecs2.2553](https://doi.org/10.1002/ecs2.2553)
- Mehak A., Mu Y., Mohsin M. et al. 2017. Population dynamics of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) at Chashma Barrage, Pakistan. *Indian Journal of Marine Sciences* 46: 206–210.
- Mehanna S.F., Desouky M.G., Makky A. 2020. Growth, mortality, recruitment and fishery regulation of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Teleostei: Cichlidae) from Manzala Lake, Egypt. *Iranian Journal of Ichthyology* 7: 158–166.

- Method R.D., Wetzel C.R. 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research* 142: 86–99. DOI: [10.1016/j.fishres.2012.10.012](https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.10.012)
- Mildenberger T.K., Taylor M.H., Wolff M. 2017. TropFishR: an R package for fisheries analysis with length-frequency data. *Methods in Ecology and Evolution* 8: 1520–1527. DOI: [10.1111/2041-210X.12791](https://doi.org/10.1111/2041-210X.12791)
- Mohamed A.R.M., Al-Wan S.A. 2020. Biological aspects of an invasive species of *Oreochromis niloticus* in the Garmat Ali River, Basrah, Iraq. *Journal of Agriculture and Veterinary Science* 13: 15–26.
- Mondol M.R., Hossen M.A., Nahar D.A. 2017. Length-weight relationships of three fish species from the Bay of Bengal, Bangladesh. *Journal of Applied Ichthyology* 33: 604–606. DOI: [10.1111/jai.13268](https://doi.org/10.1111/jai.13268)
- Montcho S.A., Agadjihouèdè H., Montchowui E. et al. 2015. Population parameters of *Oreochromis niloticus* (Cichlidae) recently introduced in Lake Toho (Benin, West Africa). *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* 2: 141–145.
- Muhtadi A., Nur M., Latuconsina H. et al. 2022. Population dynamics and feeding habit of *Oreochromis niloticus* and *O. mossambicus* in Siombak tropical coastal lake, North Sumatra, Indonesia. *Biodiversitas* 23: 151–159. DOI: [10.13057/biodiv/d230119](https://doi.org/10.13057/biodiv/d230119)
- Naeem M., Salam A., Gillani Q. et al. 2010. Length-weight relationships of *Notopterus notopterus* and introduced *Oreochromis niloticus* from the Indus River, southern Punjab, Pakistan. *Journal of Applied Ichthyology* 26: 620. DOI: [10.1111/j.1439-0426.2010.01480.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01480.x)
- Njiru M., Okeyo-Owuor J.B., Muchiri M. et al. 2007. Changes in population characteristics and diet of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) from Nyanza Gulf of Lake Victoria, Kenya: what are the management options? *Aquatic Ecosystem Health and Management* 10: 434–442. DOI: [10.1080/14634980701708099](https://doi.org/10.1080/14634980701708099)
- Noavaes J.L.C., Carvalho E.D. 2012. Reproduction, food dynamics and exploitation level of *Oreochromis niloticus* (Perciformes: Cichlidae) from artisanal fisheries in Barra Bonita Reservoir, Brazil. *Revista de Biología Tropical* 60: 721–734.
- Ojuok J.E., Mavuti K.M., Ntiba M.J. 2000. Gonadal patterns and reproductive strategy of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) in the Nyanza Gulf of Lake Victoria. In: *Proceedings of Lake Victoria 2000. A new beginning conference, 15–19 May 2000, Jinja, Uganda*. Lake Victoria Fisheries Organization, pp. 161–168.
- Ouattara N.I., Iftime A., Mester L.E. 2009. Âge et croissance de deux espèces de Cichlidae (Pisces): *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) et *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852 du Lac de barrage d'Ayamé (Côte d'Ivoire, Afrique de l'Ouest). *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle Grigore Antipa* 52: 313–324.
- Outa N., Otieno N., Kitaka J.M. et al. 2014. Length-weight relationship, condition factor, length at first maturity and sex ratio of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in Lake Naivasha, Kenya. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* 2: 67–72.
- Pauly D., Munro J.L. 1984. Once more, on the composition of growth in fish and invertebrates. *Fishbyte* 2: 21.
- Pauly D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 39: 175–192. DOI: [10.1093/icesjms/39.2.175](https://doi.org/10.1093/icesjms/39.2.175)
- Pauly D. 1983. Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks. FAO, Rome, Italy.
- Pauly D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. *ICLARM Studies and Reviews* 8: 1–325.
- Pons M., Lucena-Frédou F., Frédou T. et al. 2019. Exploration of Length-Based and Catch-Based Data-Limited Assessments for Small Tunas. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT* 76: 78–95.
- Reis İ. 2020. Length-Weight Relationships of 12 Fish Species from the Köyceğiz Lagoon, Turkey. *Marine Science and Technology Bulletin* 9: 136–144.
- Ricker W.E. 1975. Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 191: 203–233.
- Salman A.N., Mohamed A.R.M. 2020. Growth, Mortality, and Yield-Per-Recruit of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Garmat Ali River, Iraq. *Asian Journal of Applied Sciences* 8: 350–360. DOI: [10.24203/ajas.v8i6.6397](https://doi.org/10.24203/ajas.v8i6.6397)
- Santos L., Kikuchi E., Lucena-Frédou F. et al. 2023. Assessment of the Stock Status of Blackfin Tuna (*Thunnus atlanticus*) in the Southwest Atlantic Ocean: A Length-Based Approach. *Regional Studies in Marine Science* 65: 103061. DOI: [10.1016/j.rsma.2023.103061](https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103061)
- Schwamborn R., Mildenberger T.K., Taylor M.H. 2019. Assessing Sources of Uncertainty in Length-Based Estimates of Body Growth in Populations of Fishes and Macro-Invertebrates with Bootstrapped ELEFAN. *Ecological Modelling* 293: 37–51. DOI: [10.1016/j.ecolmodel.2018.12.001](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.12.001)
- Shija B.S. 2024. Length-Based Estimates of Growth Parameters and Mortality Rates of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) L. 1758) in Lake Abaya, Southern Ethiopia. *East African Journal of Biophysics and Computational Science* 5: 51–67.
- Shi Y.C., Chen X.J. 2019. A Review of Stock Assessment Methods on Small Pelagic Fish. *Marine Fisheries* 41: 118–128. DOI: [10.13233/j.cnki.mar.fish.2019.01.014](https://doi.org/10.13233/j.cnki.mar.fish.2019.01.014)
- Taylor M.H., Mildenberger T.K. 2017. Extending Electronic Length Frequency Analysis in R. *Fishery Management and Ecology* 24: 330–338. DOI: [10.1111/fme.12232](https://doi.org/10.1111/fme.12232)
- Tesfaye G., Tesfaye G., Getahun A. et al. 2022. Population Dynamics of the Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) L. 1758) Stock in Lake Langeno, Ethiopia. *SINET: Ethiop. Journal of Science* 45: 174–191. DOI: [10.4314/sinet.v45i2.5](https://doi.org/10.4314/sinet.v45i2.5)
- Tesfaye G., Wolff M. 2015. Stock Assessment of Fishery Target Species in Lake Koka, Ethiopia. *Revista de Biología Tropical* 63: 755–770. DOI: [10.15517/rbt.v63i3.16715](https://doi.org/10.15517/rbt.v63i3.16715)
- Tesfaye G. 2006. Population Dynamics and Stock Assessment of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) L. in Three Rift Valley Lakes (Koka, Ziway, and Langano), Ethiopia. *MSc Thesis, University of Bremen, Germany*.
- Then A.Y., Hoenig J.M., Hall N.G. et al. 2015. Evaluating the Predictive Performance of Empirical Estimators of Natural Mortality Rate Using Information on Over 200 Fish Species. *ICES Journal of Marine Science* 72: 82–92.
- Thompson W.F., Bell H. 1934. Biological Statistics of the Pacific Halibut Fishery. 2. Effect of Changes in Intensity upon Total Yield, and Yield Per Unit Gear. *Report of the International Fisheries Commission* 8: 49.
- Torcu-Koc H., Türker Çakır D., Dulcic J. 2004. Age, Growth, and Mortality of the Comber (*Serranus cabrilla*) in Edremit Bay (NW Aegean Sea, Turkey) *Cybius* 28: 19–25.
- Vicente I.S.T., Fonseca-Alves C.E. 2013. Impact of Introduced Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) on Non-Native Aquatic Ecosystems. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 16: 121–126. DOI: [10.3923/pjbs.2013.121.126](https://doi.org/10.3923/pjbs.2013.121.126)
- Waithaka E., Yongo E., Outa N. et al. 2020. Population Biology of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Lake Naivasha, Kenya. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 25: 244–249.

Worm B., Barbier E.B., Beaumont N. et al. 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314: 787–790.

Yongo E., Outa N., Kito K. et al. 2018. Studies on the Biology of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Lake Victoria, Kenya: In Light of Intense Fishing Pressure. *African Journal of Aquatic Science* 43: 195–198. DOI: [10.2989/16085914.2018.1455574](https://doi.org/10.2989/16085914.2018.1455574)

Zar J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA, 662 pp.

Assessment of freshwater snails in relation to physicochemical parameters in a rural river, Southeast Nigeria

Anyanwu E.D.^{1*}, Davis I.C.², Adetunji O.G.¹, Dickson A.F.¹

¹Michael Okpara University of Agriculture, College of Natural Sciences, Department of Zoology and Environmental Biology, Umudike, Abia State, Nigeria

²University of Port Harcourt, Faculty of Agriculture, Department of Fisheries, Port Harcourt, Rivers State, Nigeria

ABSTRACT. Freshwater snails play a major role in the transmission of some waterborne parasites as well as in understanding ecosystem health. Freshwater snails of a rural river were assessed in relation to some physicochemical parameters. The study was carried out between January and June 2022 in three stations. The water samples were collected and analysed using standard methods while the snails were collected by sweeping the sediments and aquatic macrophytes with a hand net and picking snails off the sediments and macrophytes with hand. One-way Analysis of Variance was used to ascertain significant differences in the physicochemical parameters among the stations while correlation analysis was used to relate the snails' abundance to the physicochemical parameters. 531 snails of medical and veterinary importance from three species were recorded. The order of abundance was *Melanoides tuberculata* > *Lanistes varicus* > *Lymnaea natalensis*. Most of the snails were recorded in station 3 despite the intensity of human activities and between March and April 2022. The composition, abundance, and distribution of the freshwater snails were influenced by a combination of environmental and anthropogenic factors which in turn were influenced by season. This study showed that Ikwu River is a potential flash-point for a myriad of water-borne diseases. Knowledge of the distribution of freshwater snails and the factors regulating them will help in their control and the water-borne parasites associated with them.

Keywords: health implication, human activities, season, snails, water quality

For citation: Anyanwu E.D., Davis I.C., Adetunji O.G., Dickson A.F. Assessment of freshwater snails in relation to physicochemical parameters in a rural river, Southeast Nigeria // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - P. 1110-1118. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1110

1. Introduction

Water quality is determined by comparing the physical, chemical and biological parameters of water with set acceptable limits and used for the determination of the suitability of water for human use or ecosystem health (Anyanwu, 2012; Khatri and Tyagi, 2014). Degradation of river water quality can result from various anthropogenic activities carried out in and around a river (Shultana and Khan, 2022; Zhou et al., 2022). Consequently, it can change the physical, chemical, and biological components of a river. Evaluation of physicochemical parameters has been used in the assessment of water quality (Anyanwu et al., 2023). However, assessing water quality in relation to aquatic biota helps to identify impacts that are not captured by physicochemical assessment (Abdelkarim, 2020). Studies on freshwater snails in relation to water quality are becoming an important area of research interest (Oloyede et al., 2017).

Freshwater snails are of the class Gastropoda; found virtually in all continents except the Antarctic and Arctic waterbodies (Strong et al., 2011; Pyron and Brown, 2015). Nwoko et al. (2022) reported that 57 freshwater snail species have gone into extinct globally out of about 4000 species. Freshwater snails are of public and veterinary health significance since they are intermediate hosts of some water-borne parasites (Madsen and Hung, 2015). *Lanistes varicus* is not a vector of schistosomes but is a predator and potential biocontrol agent for *Biomphalaria pfeifferi* and *Bulinus truncatus* (Anto and Bimi, 2017). Anorue et al. (2021) observed that *La. varicus* act as repository and intermediate hosts for some parasitic nematodes and trematodes while *Melanoides* species is the intermediate host for a number of parasitic humans and rodents diseases (Emil and Sofia, 2012). On the other hand, *Lymnaea natalensis* is the obligatory intermediate host for Fasciola parasites (Brown, 1994) and is the Lymnaeid snail with

*Corresponding author.

E-mail address: ekadon@yahoo.com (E.D. Anyanwu)

Received: February 19, 2025; **Accepted:** September 29, 2025;
Available online: October 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



the widest spread in Africa particularly in sub-Saharan Africa (Shettima et al., 2020). The global distribution of the diseases is associated with the distribution of freshwater snails (Dejon Agobé et al., 2022), which is also influenced by the physicochemical characteristics of the waterbody (Nwoko et al., 2023). Previous studies have shown that certain biotic and abiotic conditions affect the distribution and habitat requirement of freshwater snails in Africa (Gouvras et al., 2017; Oloyede et al., 2017; Yigezu et al., 2018; Rabone et al., 2019; Chimbari et al., 2020).

In each aquatic ecosystem, prevailing local environmental and biotic conditions influence the composition and abundance of freshwater snails due to environmental variability in different ecological zones (Abdulkadir et al., 2017; Oso and Odaibo, 2021; Dogara et al., 2022). Freshwater snail control has been identified to be the most efficient means of minimizing the incidence of schistosomiasis (Sokolow et al., 2016). Knowledge about the composition, abundance and distribution of freshwater snails is therefore necessary for a proper understanding of the disease epidemiology (Rabone et al., 2019; Dejon Agobé et al., 2022). Anyanwu and Jerry (2017) had previously reported the abundance of freshwater snails in Ikwu River.

Therefore, this study was aimed at assessing the composition, abundance and distribution of freshwater snails in Ikwu River, Umuahia, Nigeria in relation to some physicochemical parameters.

2. Materials and Methods

2.1. Study area and sampling stations

The study was carried out in Ikwu River, which is located in Umuire Community along Umuahia – Uzoakoli Road, Umuahia, South-east Nigeria within $5^{\circ}34'11.988''$ – $5^{\circ}34'48.000''$ N and $7^{\circ}28'44.400''$ – $7^{\circ}28'52.764''$ E (Fig. 1). Ikwu River went through Umuire and Umuegwu Okpula communities and discharge into the Imo River Basin. The three stations were selected based on accessibility and observed anthropogenic activities. Station 1 was the reference site, located upstream on the right along Umuahia –

Uzoakoli Road. The shoreline was covered by rich assemblage of aquatic macrophytes while the sediment was muddy. Signs of periodic watering of cattle were the only activities observed around the station during the study. Station 2, located on the left side of Umuahia – Uzoakoli Road was about 350 meters downstream of Station 1. The aquatic macrophytes on the shoreline were scanty while the sediment was sandy. A number of activities were observed some distances upstream of Station 2 - bathing, washing of cars, motorcycles and tricycles, washing of fruits and vegetables, children swimming, extraction of drinking water and later sand mining from the onset of rains. Station 3, located within Umuire community is a major source of water for most domestic activities. It is about 430 meters downstream of Station 2. There are rich assemblages of aquatic macrophytes on the banks and the sediment was a mixture of mud, coarse stones and gravels. Observed human activities were extraction of drinking water, washing of clothes, bathing, swimming and sand mining as the rains increased. Heaps of solid wastes were dumped on the bank of Ikwu River while stormwater from Umuire community also discharges into this station after rainfall events. Open defecation was also very common around this station even though it is their major source of water for most activities.

2.2. Samples collection and analyses

Ikwu River was sampled monthly for physicochemical parameters and freshwater snails from January to June 2022.

Water Samples

Samples were collected with a 1 litre water sampler, stored in pre-cleaned 1litre plastic bottle and transported in ice chests to the laboratory for analysis. Water temperature, flow velocity, depth, pH, electrical conductivity and total dissolved solids were determined in-situ while dissolved oxygen, chemical oxygen demand, phosphate, nitrate, sulphate and calcium were determined in the laboratory. The parameters were analyzed using standard methods described by American Public Health Association (APHA) (2017).

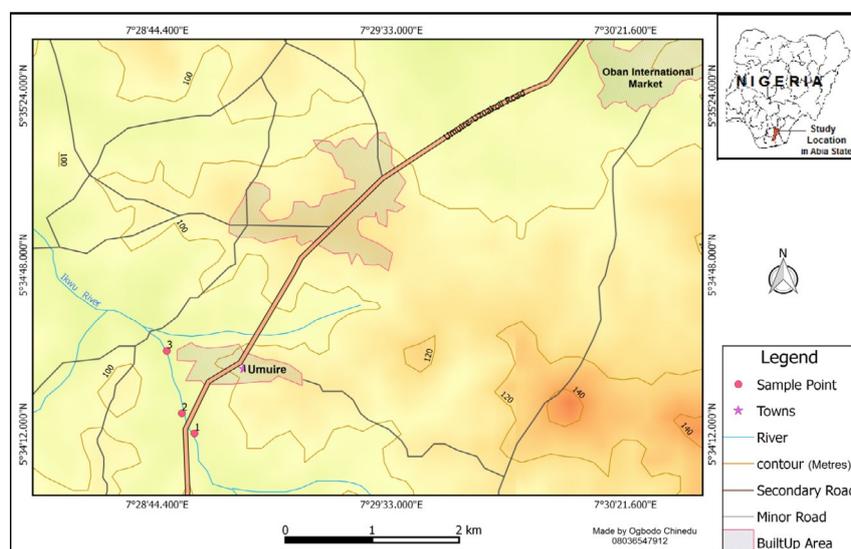


Fig.1. Sampling stations of Ikwu River, Umuahia, Nigeria.

Aquatic Snail Samples

Samples of aquatic snails were collected from the three selected stations. Sampling was carried out along the shoreline and bottom sediment at each site. Snails were collected by passing a dip net (30 cm × 40 cm) five times through the upper surface of sediment, water and vegetation at a depth of 20 cm. The snails attached to the macrophytes and on top of the sediments were carefully removed by hand. All collected snails were kept in pre-labelled plastic containers and preserved with 10% formalin. In the laboratory, the snails were sorted, counted and identified according to Brown (1994) and Ibrahim et al. (1999). The number, types, and sizes in relation to stations and months were recorded.

2.3. Statistical Analysis

The physicochemical results were summarized using the Descriptive Statistic Package of Microsoft Excel. One-way ANOVA was used to test for significant differences in the physicochemical parameters and freshwater snails among the stations and Tukey pairwise comparisons test was performed to determine the location of significant difference ($P < 0.05$). Correlation analysis was used to evaluate the relationship between the physicochemical parameters and the freshwater snails.

3. Results

3.1. Water Quality

The summary of the physicochemical parameters recorded in Ikwu River is presented in Table 1. One-way ANOVA showed that there were no significant differences ($p > 0.05$) in all the parameters evaluated except flow velocity.

The water temperatures ranged between 19.50°C and 25.9°C. The highest temperature was recorded in station 3 (March 2022) while the lowest was recorded in station 1 (May 2022).

The flow velocity was moderate; ranging from 0.12 - 0.48m/s. The highest flow velocity was recorded in station 3 (January 2022) while the lowest was in station 2 (February 2022). Station 3 had values that were significantly ($p < 0.05$) higher than the other stations.

The depth ranged between 15.30 and 90.00cm. Station 2 had the highest depth in May 2022 while station 3 had the least in January 2022. Station 2 generally had higher values though not significant.

The pH values ranged between 6.1 and 8.7. The highest pH values were recorded in stations 1 (May 2022) and 2 (June 2022) while the lowest were also recorded in stations 1 (January 2022) and 2 (March 2022). Some of the values were within the acceptable limit (6.5 – 8.5) set by Federal Ministry of Environment (FMEnv.) (2011).

Table 1. Summary of some physico-chemical parameters of Ikwu River, Umuahia, Nigeria

Parameters	STN 1 Mean ± SEM	STN 2 Mean ± SEM	STN 3 Mean ± SEM	P- value	FMEnv 2011
Water Temperature (°C)	22.22 ± 0.10 (19.5 - 25.0)	22.50 ± 1.03 (19.7 - 25.7)	23.33 ± 0.97 (20.0 - 25.9)	F = 0.33 P > 0.05	-
Flow Velocity (m/s)	0.25 ± 0.03 ^a (0.18 - 0.37)	0.20 ± 0.03 ^a (0.12 - 0.35)	0.38 ± 0.04 ^b (0.26 - 0.48)	F = 8.06 P < 0.05	-
Depth (cm)	34.57 ± 10.55 (18.5 - 85.0)	42.73 ± 10.77 (25.6 - 90.0)	38.12 ± 10.66 (15.3 - 84.0)	F = 0.14 P > 0.05	-
pH	7.07 ± 0.52 (6.1 - 8.7)	7.13 ± 0.48 (6.1 - 8.7)	7.10 ± 0.48 (6.2 - 8.6)	F = 0.004 p > 0.05	6.6-8.5
Electrical Conductivity (EC) (µS/cm)	102.0 ± 9.37 (66.0 - 130.0)	98.33 ± 6.30 (76.0 - 118.0)	96.33 ± 7.96 (66.0 - 119.0)	F = 0.13 p > 0.05	-
Total Dissolved Solids (TDS) (mg/l)	50.4 ± 5.69 (33.0 - 65.0)	48.2 ± 3.71 (38.0 - 59.0)	47.2 ± 4.69 (33.0 - 59.0)	F = 0.01 p > 0.05	-
Dissolved Oxygen (mg/l)	5.45 ± 0.72 (3.0 - 7.8)	4.43 ± 0.77 (2.7 - 7.4)	4.30 ± 0.69 (2.0 - 7.0)	F = 0.75 p > 0.05	6
Biochemical Oxygen Demand (mg/l)	2.08 ± 0.27 (1.2 - 3.0)	2.12 ± 0.16 (1.5 - 2.7)	2.5 ± 0.26 (1.7 - 3.3)	F = 0.98 p > 0.05	3
Chemical Oxygen Demand (mg/l)	19.88 ± 1.17 (16.3 - 23.2)	20.63 ± 4.39 (10.4 - 40.8)	17.58 ± 1.92 (10.4 - 23.2)	F = 0.31 p > 0.05	30
Phosphate (mg/l)	0.40 ± 0.12 (0.10 - 0.83)	0.26 ± 0.07 (0.11 - 0.53)	0.26 ± 0.05 (0.11 - 0.47)	F = 0.88 p > 0.05	3.5
Nitrate (mg/l)	1.12 ± 0.45 (0.48 - 3.36)	1.10 ± 0.41 (0.15 - 2.98)	0.99 ± 0.31 (0.27 - 2.37)	F = 0.06 p > 0.05	9.1
Sulphate (mg/l)	0.33 ± 0.13 (0.03 - 0.77)	0.34 ± 0.14 (0.05 - 0.77)	0.29 ± 0.10 (0.06 - 0.62)	F = 0.06 p > 0.05	100
Calcium (mg/l)	3.21 ± 0.28 (2.05 - 4.01)	3.02 ± 0.21 (2.22 - 3.65)	3.08 ± 0.32 (1.87 - 4.17)	F = 0.13 p > 0.05	180

Note: a, b = Means with different superscripts across the rows are significantly different at $p < 0.05$; SEM = Standard Error of Mean; FMEnv. (2011) - National Environmental (Surface and Groundwater Quality Control) Regulations

The electrical conductivity (EC) values ranged between 66 and 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$. The highest EC value was recorded in station 1 (February 2022) while the lowest were recorded in stations 1 and 3 in May 2022. The values were generally higher in the dry months (January to April 2022).

The TDS values ranged between 33.0 and 65.0mg/l. TDS followed the same trend as electrical conductivity. The highest value was recorded in station 1 (February 2022) while the lowest were recorded in stations 1 and 3 (May 2022). The values were generally higher in the dry months (January to April 2022).

The DO values ranged between 2.0 and 7.8 mg/l. The highest DO was recorded in station 1 (April 2022) while the lowest was recorded in station 3 (May 2022). Relatively higher values were recorded in station 1 and in the dry months (January to April 2022). Most of the values were lower than the acceptable limit (6 mg/l) set by FMEnv. (2011).

The Biochemical Oxygen Demand (BOD) values ranged from 1.2 to 3.3 mg/l. The highest was recorded in station 3 (January 2022) while the lowest was recorded in station 1 (March 2022). The values decreased between January and March 2022 while all the values were within acceptable limit (3mg/l) set by FMEnv (2011) except in station 3 (January 2022).

The Chemical Oxygen Demand (COD) values ranged between 10.4 and 40.8 mg/l. The highest value was recorded in station 2 (May 2022) while the lowest were recorded in stations 2 and 3 (March 2022). The values were generally lower between January and March 2022 and within the acceptable limit (30 mg/l) set by FMEnv (2011) except in station 2 (May 2022).

Phosphate values ranged between 0.10 and 0.83 mg/l. The highest value was recorded in station 1 (January 2022) while the lowest was recorded in station 1 (April 2022). The values generally decreased from January to March 2022 and increased again with the onset of the rains. All the values were within the acceptable limit (3.5 mg/l) set by FMEnv (2011).

The nitrate values ranged between 0.15 and 3.36mg/l. The highest value was recorded in station 1 (January 2022) as in phosphate while the lowest was recorded in station 2 (February 2022). All the values were within the acceptable limit (9.1 mg/l) set by FMEnv (2011).

The sulphate values ranged between 0.03 and 0.77mg/l. The highest value was recorded in station 2 (May 2022) while the lowest was recorded in station 1 (April 2022). The values decreased from January to April 2022 and increased from the onset of rains in May 2022. All the values were within the acceptable limit (100 mg/l) set by FMEnv (2011).

The calcium values ranged between 2.05 and 4.17 mg/l. The highest value was recorded in station 3 (April 2022) while the lowest was also recorded in station 3 (May 2022). The dry months (January to April 2022) were relatively higher. All the values recorded were within the acceptable limit (180 mg/l) set by FMEnv (2011).

3.2. Composition, abundance and distribution of freshwater snail species

The spatial composition, abundance, and distribution of freshwater snails collected from the Ikwu River are presented in Table 2. A total of 531 freshwater snails were collected from three families. The composition was made up of three species - *Lanistes varicus* (4.0 - 38.0 mm), *Melanoides tuberculata* (6.0 - 29.0 mm) and *Lymnaea natalensis* (13mm). The most abundant species was *M. tuberculata* with 476 individuals, contributing 89.64% of the freshwater snails. *La. varicus* was the next with 54 individuals (10.17%) and *L. natalensis* (1, 0.19%). *La. varicus* recorded the highest number of individuals in station 3 and the lowest in station 1, *M. tuberculata* also recorded the highest number of individuals in station 3 and the lowest in station 2. On the other hand, *L. natalensis* recorded only 1 species in station 3.

The monthly composition, abundance, and distribution of the snails are presented in Table 3. The highest abundance was recorded in March 2022 (190, 35.78%) while the lowest was recorded in May 2022 (27, 5.08%). *La. varicus* recorded the highest number of individuals in April 2022 and none were recorded in May and June 2022. *M. tuberculata* recorded the highest number of individuals in March 2022 and the lowest in May 2022. On the other hand, *L. natalensis* was only recorded in April 2022.

3.3. Relationship between physicochemical parameters and freshwater snails

Correlation coefficient analysis showed that some physicochemical parameters influenced the abundance and distribution of the freshwater snails in the different stations. The freshwater snails had a positive and significant correlation ($p < 0.05$) with sulphate (0.581) in station 1. In station 2, the positive significant ($p < 0.05$) correlations were with electrical conductivity (0.874), total dissolved solids (0.878), dissolved oxygen (0.826), nitrate (0.661), and calcium (0.849). The negative significant correlations were with pH (-0.847), chemical oxygen demand (-0.573), sulphate (-0.869),

Table 2. Spatial composition, abundance, and distribution of freshwater snails

Family	Taxa	Station 1	Station 2	Station 3	Total	RA (%)
Ampullariidae	<i>La. varicus</i>	5	22	27	54	10.17
Thiaridae	<i>M. tuberculata</i>	188	100	188	476	89.64
Lymnaeidae	<i>L. natalensis</i>	0	0	1	1	0.19
	Total	193	122	216	531	100

Note: RA = Relative Abundance

Table 3. Monthly composition, abundance, and distribution of Freshwater snails

Taxa/Month	<i>La. varicus</i>	<i>M. tuberculata</i>	<i>L. natalensis</i>	Total	RA (%)
January 2022	6	63	0	69	13.00
February 2022	3	47	0	50	9.42
March 2022	21	169	0	190	35.78
April 2022	24	84	1	109	20.53
May 2022	0	27	0	27	5.08
June 2022	0	86	0	86	16.2
Total	54	476	1	531	100.0

Note: RA = Relative Abundance.

and depth (-0.778). Then in station 3, the freshwater snails correlated positively and significantly with water temperature and negatively and significantly ($p < 0.05$) with chemical oxygen demand (-0.618), phosphate (-0.685), and flow velocity (-0.636). The magnitude of the correlation coefficient determines the strength of the association.

4. Discussion

The abundance of freshwater snails is influenced by the physico chemistry of the snail habitats (Usman et al., 2017) and in combination with other environmental factors (Urude et al., 2021). The water temperature values were attributed to season. The lowest value in station 1 (May 2022) was due to a heavy rainfall event during sampling and the highest in station 3 (March 2022) was due to little or no rain and high temperatures during the dry season. Air temperatures have been reported to influence water temperatures (Park et al., 2016). The water temperature had a moderate positive and significant correlation with the snails in station 1. Water temperature influences the survival, fecundity, and reproduction rate of freshwater snails (Walz et al., 2015). Snails tolerate a wide range of ambient temperatures but the most favourable range is between 14 and 32°C (McCreech and Booth, 2014). The values recorded in this study were within the range.

The flow velocity values were moderate. The flow velocity in station 3 was significantly higher than in stations 1 and 2. Freshwater snails thrive within a narrow flow velocity tolerance range. Flow velocity had moderate negative correlation with the freshwater snails in station 3. This suggested that they may be dislodged and washed away by high velocity observed in station 3 (Perez et al., 2011; Maes et al., 2021; Min et al., 2022; Daniel et al., 2024). Perez et al. (2011) also reported that increased stream velocity reduced the shell length. Shorter mean shell lengths were recorded in station 3 among *La. varicus* and *M. tuberculata* in most of the sampling months.

The depth was also influenced by season. The highest in station 2 (May 2022) was due to a heavy rainfall event during sampling while the least in station 3 (January 2022) was due to little or no rain in the dry season. Station 2 generally had higher values though not significant. Water depth was highly and negatively correlated with snail abundance in station 2. Water depth regulates freshwater snails' distribution because

they usually occur in shallow water near the shores in relation to food, shelter and light (Min et al., 2022); occurring rarely at depths higher than 1.5-2.0 m (Walz et al., 2015).

The pH was slightly acidic to slightly alkaline and influenced by season. The lowest values recorded in stations 1 (January and March 2022) and 2 (March 2022) may be attributed to dry season and human activities while the highest recorded in stations 1 (May and June 2022) and 2 (June 2022) were due to allochthonous input as a result of the onset of the rains. This trend was also previously observed in Ikwu River by Anyanwu et al. (2023). Some of the values were within the acceptable limit. pH had a high negative and significant correlation with the snails in station 2; though Amawulu and Akpoebiere (2022) recorded positive correlations with *Bu. globosus* and *M. tuberculata* and negative correlation with *L. natalensis*. pH influences the presence and distribution of freshwater snails; though not considered a limiting factor since the snails can adapt to a wide range of pH (Ntonifor and Ajayi, 2007). The slightly alkaline mean values favoured the occurrence of freshwater snails (Ntonifor and Ajayi, 2007; Dogara et al., 2020).

The electrical conductivity (EC) and total dissolved solids (TDS) were moderate and followed the same trend. The values were generally higher in the dry months as observed by Anyanwu et al. (2023). EC and TDS had high positive correlations with the freshwater snails in station 2. Conductivity is a factor that may limit the distribution of snail species and different species of snails live in habitats with wide conductivity differences (Oso and Odaibo, 2021; Amawulu and Akpoebiere, 2022).

Dissolved oxygen is one of the critical parameters that regulate freshwater snails' abundance and distribution (Usman et al., 2017; Abdoulaye Ndione et al., 2020; Manyangadze et al., 2021). Few of the recorded DO values were within the acceptable limit. The lowest DO value recorded in station 3 (May 2022) was due rainfall event on the sampling day while the highest value recorded in station 1 (April 2022) could be due to increased photosynthesis before the onset of rains. Station 1 recorded relatively higher values throughout the study probably due to minimal human activities. Dissolved oxygen had a moderate positive correlation with the snails in station 2, which was in line with Abdoulaye Ndione et al. (2020) and Manyangadze et al. (2021).

Biochemical oxygen demand is another parameter that regulates freshwater snails' abundance and distribution (Abdulkadir et al., 2017). The lowest value recorded in station 1 (March 2022) could be due to minimal human activities while the highest recorded in station 3 (January 2022) could be due to intense human activities around Ikwu River in the station. Station 3 was within Umuire community and witnessed high human activities, especially during the dry season. All the values were within the acceptable limit except for one.

The chemical oxygen demand values were low indicating low organic pollution (Li et al., 2018) and within acceptable limit except one. The lowest values recorded in stations 2 and 3 (March 2022) could be due to low input from the environment during the dry season and the highest in station 2 (May 2022) could be due to allochthonous input from rainfall event on that sampling day. Cars, motorcycles, and tricycles are washed upstream of station 2 and car wash effluent usually contains high levels of COD (Odeyemi et al., 2018; Rai et al., 2020; Anyanwu et al., 2022). COD had negative and moderate correlations with the snails in stations 2 and 3 which were different from the trend observed by Olkeba et al. (2020).

Nutrients (phosphate and nitrate) in combination with other parameters influence the abundance and distribution of freshwater snails (El-Khayat et al., 2009; Olkeba et al., 2020). Phosphate values were low, within limit, and also influenced by season. The highest value in station 1 (January 2022) could be due to allochthonous input from the previous wet season and exacerbated by the dry season while the lowest in station 1 (April 2022) could be due to low environmental input. The values generally decreased from January to March 2022 and increased again with the onset of the rains. Phosphate had moderate, negative, and significant correlation with the freshwater snails in station 3 probably due to low concentrations. Mohamed-Assem et al. (2015) recorded very high, positive, and significant correlations with some freshwater snails at higher phosphate concentrations in some streams in Egypt.

Nitrate values were moderate, within acceptable limit, and influenced by season. The highest value recorded in station 1 (January 2022) could be due to allochthonous input from the previous wet season and exacerbated by the dry season. On the other hand, the lowest in station 2 (February 2022) could be due to low environmental input. Nitrate had a moderate, positive and significant correlation with the freshwater snails in station 2. Mohamed-Assem et al. (2015) also recorded a positive and significant correlation with some freshwater snails in some streams in Egypt. Moderate values contribute to the nutrients required to support the freshwater snails but excess nitrate concentrations negatively affect aquatic biota (Dodds and Smith, 2016).

The sulphate values were low, within limit and influenced by season. The highest value recorded in station 2 was attributed to rainfall event during sampling in May 2022 while the lowest in station 1 (April 2022) could be due to low environmental input. The values decreased from January to April 2022 and increased

from onset of the rains in May 2022. Sulphate had moderate positive and significant correlations with freshwater snails in station 1 and high negative correlation in station 3. Mohamed-Assem et al. (2015) reported that under natural circumstances, a number of environmental factors can work together to influence the abundance and distribution of freshwater snails.

Calcium values were low, within limit and also influenced by season. The highest value recorded in station 3 (April 2022) could be due to concentration as a result of the dry season while the lowest also in station 3 (May 2022) could be due to dilution from rainfall event on that sampling day. The dry months (January to April 2022) were relatively higher. Calcium had high positive correlation with freshwater snails in station 2 but contrary to Dogara et al. (2020). Freshwater snails usually thrive in calcium-rich environment because it is an important parameter necessary for their shell formation (Brodersen and Madsen, 2003, Abdulkadir et al., 2013).

The three freshwater snails recorded were of medical and public health importance. The snails were intermediate hosts of some water-borne parasites. *La. varicus* act as repository and intermediate hosts for some parasitic nematodes and trematodes (Anorue et al., 2021), *M. tuberculata* is the intermediate host for a number of parasitic humans and rodents' diseases (Emil and Sofia, 2012) and *L. natalensis* is the obligatory intermediate host for *Fasciola* parasites (Brown, 1994). The most abundant species was *M. tuberculata*, followed by *La. varicus* and *L. natalensis* being the least. However, a recent study in a freshwater canal in a nearby city (Okigwe, Imo State) reported the dominance of *Bulinus* spp out of the two species recorded (Enwereji et al., 2023). The dominance of *M. tuberculata* in relation to the other species was very remarkable in that the previously dominant species (*Bu. globosus*) was absent. Anyanwu and Jerry (2017) previously reported the dominance of *Bu. globosus* in Ikwu River. The complete absence of *Bu. globosus* could be due to presence of *La. Varicus*, a known biocontrol agent for some *Bulinus* spp (Dida et al., 2014; Anto and Bimi, 2017). This change of dominance was also reported by Dogara et al. (2020) in Warwade dam, Warwade Village, Jigawa State, Nigeria. *Melanoides* spp. is an invasive snail that suppresses the population of other snails around them (Rader et al., 2003; Giovanelli et al., 2005; Jihad and Makawi, 2022). Their success as invaders was attributed to possession of hard protective shell that enables them withstand difficult ecological conditions and predators (Supian and Ikhwannuddin, 2002; Sharma et al., 2013) and parthenogenetic mode of reproduction and fast growth rate (Jihad and Makawi, 2022).

Spatially, station 3 had the highest number of species and abundance despite the high flow velocity. This could be due to abundance of aquatic macrophytes. Abundant macrophytes provide food, spawning ground and refuge for the snails (Min et al., 2022). The sediment type in the station also contributed to the abundance. Muddy sediment mixed stones and gravels in station 3 support large number of species and snails (Anyanwu and Jerry, 2017; Min et al., 2022). Human

presence and activities were also factors. Human activities in the station were high due to its proximity to the community; open defecation and wastes dumped by the bank around the station provide a lot of organic matter and nutrient to support the growth of algae that the snails feed on (Min et al., 2022). Station 2 on the other hand, had sparse aquatic macrophytes and sandy bottom sediment which could have affected the abundance apart from higher depth and human activities upstream of the sampling point.

Monthly, the highest abundance and lowest recorded in March 2022 and May 2022 respectively could be attributed to season. Rainfall and temperature were the major climatic conditions that regulate the distribution of freshwater snails (Stensgaard et al., 2013; Manyangadze et al., 2016). Snails need water for survival but too much of it has negative effects on the population (Simoonga et al., 2009). Freshwater snails usually go into aestivation during dry season or harsh conditions (Jiang et al., 2023; Mahalila et al., 2025) and onset of rains allows population build up from snails coming out from aestivation (Aliyu et al., 2018). Hence, *La. varicus* had the highest abundance after early rains in April 2022 and none as the rains increased in May and June 2022. *M. tuberculata* had the highest abundance during late dry season in March 2022 and least in during the wet season in May 2022. *Lymnaea* sp. was recorded after early rains in April 2022. There was a heavy rainfall event on the sampling day of May 2022 which affected the population of snails in that month. Generally, rainfalls negatively affect the populations of aquatic snails (Nwoko et al., 2023; Anorue et al., 2024; Gong et al., 2025). In recent related studies within the region, Anorue et al. (2021) recorded the highest number of aquatic snails between March and April before the onset of rains while Enwereji et al. (2023) recorded a decline in the abundance of the snails from onset of rains in May (619 individuals) to the one of the peaks of wet season in July (369 individuals). Walz et al. (2015) observed that rainfall alters the environmental conditions of freshwater snails in a number of ways. Heavy rainfall events can wash away the snails as a result of high current (Perez et al., 2011; Strong et al., 2011; Daniel et al., 2024). As the rains continue, temporal habitats can be established for the snails that survived desiccation or the ones that were transported into the new habitats by runoffs (Walz et al., 2015).

5. Conclusion

Three freshwater snails of medical importance were recorded in this study, which is an indication that Ikwu River is potential flashpoint for a myriad of water-borne diseases. The most abundant species was *M. tuberculata*, followed by *La. varicus* and *L. natalensis* being the least. Most of the snails were recorded in station 3 despite the intensity of human activities and between March and April, before the onset of the rains. The composition, abundance and distribution of the freshwater snails were influenced by a combination of environmental and anthropogenic factors which in turn was influenced by season. Knowledge of the distribu-

tion of freshwater snails and factors regulating them will help in their control and water-borne parasites associated with them.

Conflict of Interest

The Authors hereby declare that there is no conflict of interest between them.

Acknowledgements

The study map was produced by Mr. Chinedu Ogbodo of Department of Geography, University of Nigeria. The authors hereby acknowledge his contributions.

References

- Abdelkarim M.S. 2020. Biomonitoring and bioassessment of running water quality in developing countries: A case study from Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research* 46(4): 313–324. DOI: [10.1016/j.ejar.2020.11.003](https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.11.003)
- Abdulkadir F., Maikaje D., Umar Y. 2013. The influence of physico-chemical and ecological factors on the distribution of freshwater snails in Manchok water intake in Kaduna state, Nigeria. *Nigerian Journal of Chemical Research* 18: 58–66.
- Abdulkadir F.M., Maikaje D.B., Umar Y.A. 2017. Ecology and Distribution of Freshwater Snails in Gimbawa Dam, Kaduna State, Nigeria. *Nigerian Journal of Chemical Research* 22(2): 98 – 106.
- Aliyu I.W., Mao P.S., Danladi S.I. 2018. Transmission patterns among freshwater snail hosts of schistosomiasis in Bauchi area of Nigeria. *GSC Biological and Pharmaceutical Sciences* 02(02): 018–024. DOI: [10.30574/gscbps.2018.2.2.0006](https://doi.org/10.30574/gscbps.2018.2.2.0006)
- Amawulu E., Akpoebiere O.M.E. 2022. Relationship between Physico-Chemical Parameters and the Population Distribution of Fresh Water Snails in Amassoma Community and Niger Delta University Campuses, Bayelsa State, Nigeria. *Research in Ecology* 4(1): 1 – 6. DOI: [10.30564/re.v4i1.3773](https://doi.org/10.30564/re.v4i1.3773)
- Anorue C.O., Onyali I.O., Anyanwu I.N. et al. 2024. Impacts of Water Physicochemical Parameters on Schistosomiasis Vector Snail Distributional-Abundance and Infectivity rate in South-Eastern Nigeria. *Nigerian Journal of Parasitology* 45(1): 152–163. DOI: [10.4314/njpar.v45i1.17](https://doi.org/10.4314/njpar.v45i1.17)
- Anorue C.O., Onyeka D.T., Anyanwu I.N. 2021. Comparative studies on snail intermediate hosts of trematodes in ikwo and nkalagu of Ebonyi State. *International Journal of Biology* 6(2): 22–31.
- Anto F., Bimi L. 2017. Potential of *Lanistes varicus* in limiting the population of *Bulinus truncatus*. *BMC Research Notes* 10(1): 509. DOI: [10.1186/s13104-017-2837-9](https://doi.org/10.1186/s13104-017-2837-9)
- Anyanwu E.D. 2012. Physico-chemical parameters and trace metal contents of Ogba River, Benin City, Nigeria. *Jordan Journal of Biological Sciences* 5(1): 47–54.
- Anyanwu E.D., Jerry P.O. 2017. A Survey of Macroinvertebrate Assemblage of Ikwu River, Umuahia, Southeast Nigeria. *Journal of Aquatic Sciences* 32(1A): 45–51. DOI: [10.4314/jas.v32i1A.5](https://doi.org/10.4314/jas.v32i1A.5)
- Anyanwu E.D., Jonah U.E., Adetunji O.G. et al. 2023. An appraisal of the physicochemical parameters of Ikwu River, Umuahia, Abia State in South-eastern, Nigeria for multiple uses. *International Journal of Energy and Water Resources* 7(2): 221–228. DOI: [10.1007/s42108-021-00168-8](https://doi.org/10.1007/s42108-021-00168-8)
- Anyanwu E.D., Nwoke O.B., Adetunji O.G. et al. 2022. Assessing the water quality of a rural multipurpose stream, Southeast, Nigeria. *Journal of Materials and Environmental Science* 13(12): 1414–1424.

- APHA. 2017. Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater, 23rd Edition. Washington D.C.: American Public Health Association.
- Brodersen J., Madsen H. 2003. The effect of calcium concentration on the crushing resistance, weight and size of *Biomphalaria sudanica* (Gastropoda: Planorbidae). *Hydrobiologia* 490: 181–186.
- Brown D.S. 1994. Fresh Water Snails of Africa and their Medical Importance. London: Taylor and Francis Ltd.
- Chimbari M., Kalinda C., Siziba N. 2020. Changing patterns of *Schistosoma* host snail population densities in Maun. *African Journal of Aquatic Science* 45(4): 493–499.
- Daniel J.L., Chessed G., Vandi P. et al. 2024. Composition and Distribution of Snail Fauna in Water Bodies around Irrigation Schemes of Benue River Valley, Yola Area, Adamawa State, Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management* 28(10): 3027–3034. DOI: [10.4314/jasem.v28i10.1](https://doi.org/10.4314/jasem.v28i10.1)
- Dejon Agobé J.C., Kariuki H.C., Zinsou J.F. et al. 2022. Pilot Malacology Surveys for the Intermediate Hosts of Schistosomiasis in Rural and Semi-Urban Areas of the Moyen-Ogooué Province, Gabon. *Tropical Medicine and Infectious Disease* 7: 1. DOI: [10.3390/tropicalmed7010001](https://doi.org/10.3390/tropicalmed7010001)
- Dida G.O., Gelder F.B., Anyona D.N. et al. 2014. Distribution and abundance of schistosomiasis and fascioliasis host snails along the Mara River in Kenya and Tanzania. *Infection Ecology & Epidemiology* 4(1): 1–7. DOI: [10.3402/iee.v4.24281](https://doi.org/10.3402/iee.v4.24281)
- Dodds W.K., Smith V.H. 2016. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters* 6(2): 155–164. DOI: [10.5268/IW-6.2.909](https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909)
- Dogara M.M., Alhaji G.K., Balogun J.B. et al. 2020. Distribution and abundance of freshwater Snails around an earth dam in northern Nigeria. *Authorea*. DOI: [10.22541/au.160649119.90595166/v1](https://doi.org/10.22541/au.160649119.90595166/v1)
- Dogara M.M., Alhaji G.K., Balogun J.B. et al. 2022. Distribution and Abundance of Freshwater Snails in Warwade Dam, Dutse, Northern Nigeria. *Dutse Journal of Pure and Applied Sciences* 8(1b): 69–81. DOI: [10.4314/dujopas.v8i1b.9](https://doi.org/10.4314/dujopas.v8i1b.9)
- El-Khayat H.M.M., Mostafa B.B., Mahmoud K.M.A. et al. 2009. The association between freshwater snails, macrophytes and water quality in different water courses in Egypt. *New Egyptian Journal of Medicine* 40(5): 381–392.
- Emil M.H., Sofia J. 2012. Snails Biology, Ecology and Conservation: Animal Science, Issues and Professions. Nova Science Publishers, New York, pp. 1-105.
- Enwereji E.E., Obisike V.U., Dike M.C. 2023. Fresh Water Snails (*Bulinus* and *Lymnaea*) in Canals in Imo State, Nigeria: Their Public Health Importance and Implications for Control. *Journal of Infectious Diseases & Case Reports* 4(1): 1–6. DOI: [10.47363/JIDSCR/2023\(4\)170](https://doi.org/10.47363/JIDSCR/2023(4)170)
- FMEEnv. 2011. National Environmental (Surface and Groundwater Quality Control) Regulations, S.I. No. 22, Gazette No. 49, Vol. 98 of 24th May, 2011. Abuja, Nigeria: Federal Ministry of Environment.
- Giovanelli A., da Silva C.L., Leal G.B. et al. 2005. Habitat preference of freshwater snails in relation to environmental factors and the presence of the competitor snail *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774). *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 100(2): 169–176. DOI: [10.1590/s0074-02762005000200010](https://doi.org/10.1590/s0074-02762005000200010)
- Gong Y., Zhang S., Lin D. et al. 2025. Decoding the impact of environmental shifts on snail density dynamics in the Yangtze River basin: a 26-year study. *Parasite and Vectors* 18(1): 156. DOI: [10.1186/s13071-025-06782-3](https://doi.org/10.1186/s13071-025-06782-3)
- Gouvras A.N., Allan F., Kinung S. et al. 2017. Longitudinal survey on the distribution of *Biomphalaria sudanica* and *B. choanomophala* in Mwanza region, on the shores of Lake Victoria, Tanzania: implications for schistosomiasis transmission and control. *Parasites & Vectors* 10: 316. DOI: [10.1186/s13071-017-2252-z](https://doi.org/10.1186/s13071-017-2252-z)
- Ibrahim A.M., Bishai H.M., Khalil M.T. 1999. Freshwater Molluscs of Egypt. Egyptian Environmental Affairs Agency, National Biodiversity Unit 10: 145.
- Jiang C., Storey K.B., Yang H. et al. 2023. Aestivation in Nature: Physiological Strategies and Evolutionary Adaptations in Hypometabolic States. *International Journal of Molecular Sciences* 24(18): 14093. DOI: [10.3390/ijms241814093](https://doi.org/10.3390/ijms241814093)
- Jihad H.M., Makawi Z.A. 2022. Review of the freshwater snail *Melanoides tuberculata* (O. F. Müller, 1774) (Gastropoda, Thiariidae). *GSC Biological and Pharmaceutical Sciences* 20(01): 336–339. DOI: [10.30574/gscbps.2022.20.1.0303](https://doi.org/10.30574/gscbps.2022.20.1.0303)
- Khatri N., Tyagi S. 2014. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science* 8(1): 23–39. DOI: [10.1080/21553769.2014.933716](https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716)
- Li J., Luo G., He L. et al. 2018. Analytical approaches for determining chemical oxygen demand in water bodies: a review. *Critical Reviews in Analytical Chemistry* 48(1): 47 – 65. DOI: [10.1080/10408347.2017.1370670](https://doi.org/10.1080/10408347.2017.1370670)
- Madsen H., Hung N.M. 2015. Reprint of “An overview of freshwater snails in Asia with main focus on Vietnam”. *Acta Tropica* 141(Pt B): 372–384. DOI: [10.1016/j.actatropica.2014.10.014](https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2014.10.014)
- Maes T., Hammoud C., Volckaert F.A.M. et al. 2021. A call for standardised snail ecological studies to support schistosomiasis risk assessment and snail control efforts. *Hydrobiologia* 848(8): 1773–1793. DOI: [10.1007/s10750-021-04547-4](https://doi.org/10.1007/s10750-021-04547-4)
- Mahalila M.P., Kinung’hi S., Civitello D.J. et al. 2025. Uncovering Resilience: Dry Season Snail Survival in Tanzania with Implications for a Neglected Tropical Disease. *The Bulletin of the Ecological Society of America* 0(0): e70002. DOI: [10.1002/bes2.70002](https://doi.org/10.1002/bes2.70002)
- Manyangadze T., Chimbari M.J., Gebreslasie M. et al. 2016. Modelling the spatial and seasonal distribution of suitable habitats of schistosomiasis intermediate host snails using Maxent in Ndumo area, KwaZulu-Natal Province, South Africa. *Parasites & Vectors* 9(1): 572. DOI: [10.1186/s13071-016-1834-5](https://doi.org/10.1186/s13071-016-1834-5)
- Manyangadze T., Chimbari M.J., Rubaba O. et al. 2021. Spatial and seasonal distribution of *Bulinus globosus* and *Biomphalaria pfeifferi* in Ingwavuma, uMkhanyakude district, KwaZulu-Natal, South Africa: Implications for schistosomiasis transmission at micro-geographical scale. *Parasites & Vectors* 14: 222. DOI: [10.1186/s13071-021-04720-7](https://doi.org/10.1186/s13071-021-04720-7)
- McCreesh N., Booth M. 2014. The Effect of Increasing Water Temperatures on *Schistosoma mansoni* Transmission and *Biomphalaria pfeifferi* Population Dynamics: An Agent-Based Modelling Study. *PLOS ONE* 9(8): e105917. DOI: [10.1371/journal.pone.0105917](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105917)
- Min F., Wang J., Liu X. et al. 2022. Environmental Factors Affecting Freshwater Snail Intermediate Hosts in Shenzhen and Adjacent Region, South China. *Tropical Medicine and Infectious Disease* 7: 426. DOI: [10.3390/tropicalmed7120426](https://doi.org/10.3390/tropicalmed7120426)
- Mohamed-Assem S.M., Aly El-Deeb F.A., Hasheesh W.S. et al. 2015. Impact of Seasonal Water Quality and Trophic Levels on the Distribution of Various Freshwater Snails in Four Egyptian Governorates. *Applied Ecology and Environmental Sciences* 3(4): 117–126. DOI: [10.12691/aees-3-4-4](https://doi.org/10.12691/aees-3-4-4)
- Ndione R.A., Bakhoun S., Haggerty C. et al. 2020. Intermediate Host Snails of Human Schistosomes in the Senegal River Delta: Spatial Distribution According to Physicochemical Parameters. *Invertebrates - Ecophysiology and Management*. DOI: [10.5772/intechopen.85842](https://doi.org/10.5772/intechopen.85842)

- Ntonifor H.N., Ajayi J.A. 2007. Studies on the Ecology and Distribution of Some Medically Important Freshwater Snail Species in Bauchi State, Nigeria. *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 1(2): 121–127.
- Nwoko O.E., Kalinda C., Manyangadze T. et al. 2022. Species diversity, distribution, and abundance of freshwater Snails in KwaZulu-Natal, South Africa. *Water* 14(14): 2267. DOI: [10.3390/w14142267](https://doi.org/10.3390/w14142267)
- Nwoko O.E., Manyangadze T., Chimbari M.J. 2023. Spatial distribution, abundance, and infection rates of human schistosome-transmitting snails and related physicochemical parameters in KwaZulu-Natal (KZN) Province, South Africa. *Heliyon* 9: e12463. DOI: [10.1016/j.heliyon.2022.e12463](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12463)
- Odeyemi O.E., Adedeji A.A., Odeyemi O.J. 2018. Effects of discharge from carwash on the physico-chemical parameters and zooplanktonic abundance of Odo-Ebo River, Ile-Ife, Nigeria. *Acta Universitatis Sapientiae, Agriculture and Environment* 10: 83–96. DOI: [10.2478/ausae-2018-0007](https://doi.org/10.2478/ausae-2018-0007)
- Olkeba B.K., Boets P., Mereta S.T. et al. 2020. Environmental and biotic factors affecting freshwater snail intermediate hosts in the Ethiopian Rift Valley region. *Parasites and Vectors* 13(1): 292. DOI: [10.1186/s13071-020-04163-6](https://doi.org/10.1186/s13071-020-04163-6)
- Oloyede O.O., Otarigho B., Morenikeji O. 2017. Diversity, distribution and abundance of freshwater snails in Eleyele dam, Ibadan, southwest Nigeria. *Zoology and Ecology* 27(1): 35–43. DOI: [10.1080/21658005.2016.1245934](https://doi.org/10.1080/21658005.2016.1245934)
- Oso O.G., Odaibo A.B. 2021. Land use/land cover change, physico-chemical parameters and freshwater snails in Yewa North, Southwestern Nigeria. *PLoS ONE* 16(2): e0246566. DOI: [10.1371/journal.pone.0246566](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246566)
- Park J., Kim K., Cho C. et al. 2016. Spatio-temporal characteristics of air and water temperature change in the middle reach of the Nakdong River. *Journal of Environmental Policy and Administration* 9: 233–253.
- Perez K.E., Minton R.L., Reese S.A. et al. 2011. Relationship between Stream Velocity & Depth and Snail Size Distribution & Density of the *Balcones elimia*, *Elimia comalensis* (Pilsbry, 1890) (Gastropoda: Pleuroceridae) in Comal Springs, Texas. *Texas Journal of Science* 63(3/4): 183–198.
- Pyron M., Brown K.M. 2015. Introduction to Mollusca and the class Gastropoda. In: Thorp J.H., Rogers D.C. (eds). *Ecology and General Biology*. Thorp and Covich's freshwater invertebrates, volume 1 (4th Ed.). Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, pp. 383–421.
- Rabone M., Wiethase J.H., Allan F. et al. 2019. Freshwater snails of biomedical importance in the Niger River Valley: evidence of temporal and spatial patterns in abundance, distribution and infection with *Schistosoma* spp. *Parasites & Vectors* 12: 498. DOI: [10.1186/s13071-019-3745-8](https://doi.org/10.1186/s13071-019-3745-8)
- Rader R.B., Belk M.C., Keleher M.J. 2003. The Introduction of an Invasive Snail (*Melanoides tuberculata*) to Spring Ecosystems of the Bonneville Basin, Utah. *Journal of Freshwater Ecology* 18: 647–657.
- Rai R., Sharma S., Gurung D.B. et al. 2020. Assessing the impacts of vehicle wash wastewater on surface water quality through physico-chemical and benthic macroinvertebrates analyses. *Water Science* 34(1): 39–49. DOI: [10.1080/11104929.2020.1731136](https://doi.org/10.1080/11104929.2020.1731136)
- Sharma K.K., Bangotra K., Saini M. 2013. Diversity and distribution of Mollusca in relation to the physico-chemical profile of Gho-Manhasan stream Jammu (J and K). *International Journal of Biodiversity and Conservation* 5(4): 240–249.
- Shettima Y., David A., Abdulsalam Z. 2020. Species Composition of Snail Intermediate Hosts of *Fasciola* and *Schistosoma* Species in some Local Government Areas of Borno State, Nigeria. *International Journal of Innovative Agriculture & Biology Research* 8(3): 27–37.
- Shultana S., Khan R.A. 2022. Water quality assessment, reasons of river water pollution, impact on human health and remediation of polluted river water. *GSC Advanced Research and Reviews* 10(2): 107–115. DOI: [10.30574/gscarr.2022.10.2.0053](https://doi.org/10.30574/gscarr.2022.10.2.0053)
- Simoonga C., Utzinger J., Brooker S. et al. 2009. Remote sensing, geographical information system and spatial analysis for schistosomiasis epidemiology and ecology in Africa. *Parasitology* 136(13): 1683–1693.
- Sokolow S.H., Wood C.L., Jones I.J. et al. 2016. Global Assessment of Schistosomiasis Control Over the Past Century Shows Targeting the Snail Intermediate Host Works Best. *PLoS Neglected Tropical Diseases* 10(7): e0004794. DOI: [10.1371/journal.pntd.0004794](https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0004794)
- Stensgaard A.S., Utzinger J., Vounatsou P. et al. 2013. Large-scale determinants of intestinal schistosomiasis and intermediate host snail distribution across Africa: does climate matter? *Acta Tropica* 128(2): 378–390. DOI: [10.1016/j.actatropica.2011.11.010](https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2011.11.010)
- Strong E.E., Gargominy O., Ponder W. et al. 2011. Global Diversity of Gastropods in Freshwater. *The International Journal of Aquatic Sciences* 595: 149–156.
- Supian Z., Ikhwannuddin A.M. 2002. Population dynamics of freshwater Molluscs (Gastropoda: *M. tuberculata*) in Crocker Range Park, Sabah. *Asean Review of Biodiversity and Environmental Conservation* 1–9.
- Urude R.O., Amuga G.A., Ombugado R.J. et al. 2021. The effect of physico chemical parameter on the distribution of freshwater snails in the Federal Capital Territory, Abuja, Nigeria. *Nigerian Journal of Parasitology* 42(2): 302–310. DOI: [10.4314/njpar.v42i2.15](https://doi.org/10.4314/njpar.v42i2.15)
- Usman A.M., Babeker E.A., Malann Y.D. 2017. Effects of some physico-chemical parameters on the prevalence of intermediate host of animal trematodes, in Bauchi State, Nigeria. *Science world Journal* 12(4): 94 – 97.
- Walz Y., Wegmann M., Dech S. et al. 2015. Risk profiling of schistosomiasis using remote sensing: approaches, challenges and outlook. *Parasites & Vectors* 8: 163. DOI: [10.1186/s13071-015-0732-6](https://doi.org/10.1186/s13071-015-0732-6)
- Yigezu G., Mandefro B., Mengesha Y. et al. 2018. Habitat suitability modelling for predicting potential habitats of freshwater snail intermediate hosts in Omo-Gibe river basin, southwest Ethiopia. *Ecological Informatics* 45: 70–80. DOI: [10.1016/j.ecoinf.2018.04.002](https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2018.04.002)
- Zhou L., Appiah R., Boadi E.B. et al. 2022. The Impact of Human Activities on River Pollution and Health-Related Quality of Life: Evidence from Ghana. *Sustainability* 14: 13120. DOI: [10.3390/su142013120](https://doi.org/10.3390/su142013120)

Growth, mortality, and exploitation rate of *Glossogobius giuris* (Hamilton, 1822) in Lake Danao Natural Park, Ormoc City (Philippines)

Gaut M.N.P.C.¹, Romero J.B.^{1*}, Dañal R.M.S.¹, Cabansag J.B.P.¹, de la Cruz J.O.²

¹Division of Natural Sciences and Mathematics, University of the Philippines Tacloban College, Tacloban City, Leyte 6500, Philippines

²Leyte Samar Heritage Center, University of the Philippines Tacloban College, Tacloban City 6500, Philippines

ABSTRACT. The tank goby (*Glossogobius giuris*) is the most abundant and economically important fish species in Lake Danao, Ormoc City, Philippines. However, it is an introduced, non-native species in the lake. Despite its economic and ecological importance, there has been a lack of studies on its biology and population parameters in the lake. This study aimed to provide baseline information on the population biology of *G. giuris* by analyzing 867 individuals collected bi-monthly from March 2021 to February 2022. Using the von Bertalanffy growth model, the estimated asymptotic length (L_{∞}), growth coefficient (K), longevity (t_{max}), and growth performance (\emptyset) were found to be 25.31 cm, 1.30 yr⁻¹, 2.31 years, and 2.91, respectively. Due to its high growth rates, the species has become abundant, potentially adversely impacting native fish populations. On the other hand, the fishing (F), natural (M), and total mortalities (Z) were 3.56 yr⁻¹, 2.15 yr⁻¹, and 5.71 yr⁻¹, respectively. The exploitation rate (E) was 0.62, which is above the optimal rate of 0.5. Recruitment peaks occurred in September and October, with high values for relative yield-per-recruit and biomass-per-recruit: $E_{max} = 0.421$, $E_{0.1} = 0.355$, and $E_{0.5} = 0.278$. The high fishing mortality and exploitation rate indicate overfishing of the species, which could benefit native species in the lake. However, caution is still needed as continuous intensive subsistence fishing practices may deplete the fish stock in the lake and negatively affect the local fishing community.

Keywords: exploitation rate, length-weight analysis, mortality, protected lake, tank goby

For citation: Gaut M.N.P.C., Romero J.B., Dañal R.M.S., Cabansag J.B.P., de la Cruz J.O. Growth, mortality, and exploitation rate of *Glossogobius giuris* (Hamilton, 1822) in Lake Danao Natural Park, Ormoc City (Philippines) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - P. 1119-1128. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1119

1. Introduction

Globally, fish account for over half of all identified vertebrate species. Fish has long been a significant part of the human diet and a major contributor to national economies. Henderson and Tocher (1987) emphasized that approximately 39% of all fish species are freshwater fishes, primarily found in tropical regions. These fishes exhibit a wide range of diet preferences, from strictly herbivorous to entirely carnivorous. Freshwater fishes are considered to be the most threatened vertebrate taxon as they serve as direct indicators of the planet's environmental health. Recognizing their ecological role and economic importance, enhancing the protection and conservation of freshwater species is crucial (McGregor Reid, 2013).

The Philippines is home to 348 freshwater fish species, of which 195 (56%) are native, 96 (28%) are endemic, and 57 (16%) are introduced (Guerrero,

2014). Among the introduced species is *Glossogobius giuris* (Hamilton, 1822), a benthopelagic amphidromous species that inhabits marine, brackish, and freshwater environments across Asia (Azad et al., 2018). In freshwater environments, this carnivorous species thrives in a wide range of habitats, including canals, ditches, and ponds with rocky, gravelly, or sandy bottoms (Hossain et al., 2009). Its diet consists of crustaceans, small insects, fish larvae, and small fishes (Bejer, 2015). Moreover, *G. giuris* has the potential to become invasive and threaten the survival of native species. For instance, in Lake Lanao in Mindanao, Philippines, the introduction of *G. giuris* led to the disappearance of 15 endemic fish species (Juliano et al., 1989).

In the Philippines, *G. giuris* has been documented in several freshwater ecosystems, including the Mount Makiling Forest Reserve's watershed in Batangas and Laguna (Paller et al., 2011), Lake Taal, Batangas

*Corresponding author.

E-mail address: jbromero1@up.edu.ph (J.B. Romero)

Received: March 21, 2025; **Accepted:** September 29, 2025;

Available online: October 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



(Masagca and Ordoñez, 2003), Lake Buluan, Sultan Kudarat (Dorado et al., 2012), Lake Lanao, Lanao del Sur (Mahilum et al., 2013), and Lake Mainit, Surigao del Norte (Joseph et al., 2016). This species has also been observed in Lake Danao, Ormoc City, Philippines (Weliange et al., 2007). Locally known as ‘bul-a,’ this species was reportedly accidentally introduced to the lake during the construction of a nearby bridge (Romero et al., 2023). Since its introduction, fishers have attributed the decline of other freshwater fish commodities to *G. giuris*’ predation of eggs of other fishes, making them the most dominant fish species in Lake Danao (Romero et al., 2023). Since only a small number of fishers harvest *G. giuris* in Lake Danao, primarily for household consumption, it has become one of the most frequently caught fish and now serves as a major source of alternative food for the local community (Romero et al., 2023).

Despite its abundance in Lake Danao, the biology and ecology of *G. giuris* remain insufficiently studied. The prevalence of this invasive species poses a significant threat to valuable native species in the lake, such as the giant mottled eel (*Anguilla marmorata*) and the walking catfish (*Clarias batrachus*) (Romero et al., 2023). Thus, baseline information on the biology and population dynamics of *G. giuris* is essential for developing effective management strategies to conserve and enhance local fisheries and biodiversity, considering that Lake Danao is a protected area. To address these gaps, this study examines key biology and population parameters of *G. giuris*, particularly length- weight relationships, growth, mortality, and exploitation rates.

2. Materials and methods

2.1. Study site

This study was conducted in Lake Danao, Ormoc City, Philippines (11°04′14.9″ N, 124°41′43.1″ E) (Fig. 1). The 139.8-hectare guitar-shaped lake is capa-

ble of storing more than 56,000,000 m³ of water, making it an integral part of nearby communities that benefit from its ecosystem services such as tourism, fishing, farming, and source of water for drinking and utility (Romero et al., 2023; de la Cruz et al., 2024). Situated 600 m above sea level, Lake Danao is part of the LDNP, a protected area in Eastern Visayas. Under Republic Act 11038 or the Expanded National Integrated Protected Areas System (E-NIPAS) Act of 2018, protected areas are defined as “portions of land and water set aside by reason of their unique physical and biological significance, managed to enhance biological diversity and protected against destructive human exploitation”. Prior to the data collection, a gratuitous permit was secured from the LDNP Protected Areas Management Board (Romero et al., 2023).

2.2. Fish sample collection

The collection of the *G. giuris* (Fig. 2) was done bi-monthly from March 2021 to February 2022. Samples were obtained from the landed catch of local subsistence fishers who used simple handlines and size 8 mesh (approximately 3 mm) fishing nets. The collected *G. giuris* were stored in an ice-cooled box and were transported to the laboratory for analysis. The samples were then separated based on their sex using the external morphology of urogenital papilla shape (oval in a female and triangle in a male) adapted from available guides (Cabuga et al., 2016; Dinh et al., 2017; Yeasmine et al., 2021). Only fish specimens with intact body parts were included in the study, while those with missing or damaged sections were excluded.

2.3. Fish measurements

Total lengths were measured using a ruler to the nearest 0.1 cm, while total body weight was measured with an accuracy of 0.01 g.

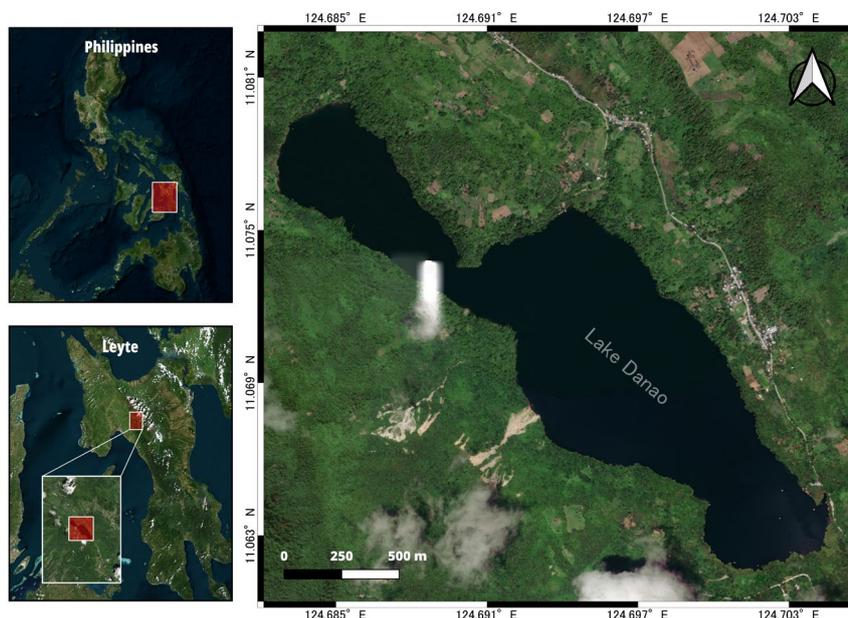


Fig.1. Map showing Lake Danao in Ormoc City, Leyte, Philippines.



Fig.2. Photograph of *G. giuris* from Lake Danao, Ormoc City courtesy of Romero et al. (2023).

2.3.1. Length-weight relationship

The length-weight relationship of *G. giuris* was analyzed for both sexes using the equation of Le Cren (1951):

$$W = aL^b,$$

where

- W – weight of fish in g
- L – total length of fish in cm
- a – scaling coefficient
- b – allometry coefficient.

The parameters a and b , commonly referred to as length-weight parameters, are determined using available length-weight data. Each fish species has a distinct length-weight relationship or specific parameters, which can vary between sexes, stocks, or geographical regions. The parameter a serves as a scaling coefficient for the weight (W) at a given length (L), while b represents a shape factor reflecting the body form of the species. (Kuriakose, 2014). The ideal value of b is 3, which indicates isometric growth (Ricker and Carter, 1958). Values not equal to 3 may be recorded due to various environmental factors or the condition of the fish themselves. If $b < 3$, fish become leaner as they grow in length, indicating negative allometric growth. Conversely, if $b > 3$, fish become heavier, demonstrating positive allometric growth and suggesting optimal growth conditions.

2.3.2. Growth parameters

Length frequency data was firstly grouped over 2.5 cm intervals and was used to assess the biological parameters of the fish population. The Electronic Length-Frequency Analysis (ELEFAN I) procedure from the FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FiSAT-II) software (Gayanilo Jr et al., 2005) was performed to determine the asymptotic length L_{∞} (cm) and the growth parameter K . The growth performance index (Φ) was then computed using $\Phi = \log_{10}(K) + 2 \log_{10}(L_{\infty})$ (Pauly, 1984).

2.3.3. Mortality and exploitation rates

The length-converted capture curve method in ELEFAN I was applied to estimate the total mortality rate (Z) using estimates of L_{∞} and K (Beverton and Holt, 1979; Pauly, 1983). To estimate the natural mortality rate (M), Pauly's M empirical equation (Pauly, 1980) was utilized:

$$\log_{10} M = -0.006 - 0.279 \log_{10} L_{\infty} + 0.6543 \log_{10} K + 0.4634 \log_{10} T,$$

where:

- L_{∞} – asymptotic length
- K – growth parameter
- T – mean habitat temperature ($^{\circ}\text{C}$)

The longevity (t_{max}) of *G. giuris* was calculated as:

$$t_{max} = 3 / K.$$

Fishing mortality (F) can be calculated by subtracting the natural mortality rate (M) from the total mortality rate (Z):

$$F = Z - M.$$

Exploitation rate (E) is the ratio between fishing mortality (F) and total mortality (Z) (Ricker, 1975), and can be written as:

$$E = F / Z.$$

2.3.4. Length at first capture and length at first maturity

The ascending left arm of the length-converted catch curve incorporated in FiSAT II tool was used to estimate the probability of length at first capture (L_c) (Pauly, 1987). The length at first maturity was estimated using the expression:

$$L_m = (2 \times L_{\infty}) / 3$$

2.3.5. Relative yield per recruit and relative biomass per recruit

Analysis of relative yield per recruit (Y/R) and relative biomass per recruit (B/R) were performed using the knife selection method (Beverton and Holt, 1966). This analysis helps determine whether populations are overexploited by calculating E_{max} (the exploitation rate with maximum yield) and $E_{0.5}$ (the exploitation rate that retains 50% of the biomass).

3. Results

3.1. Length-weight relationship

A total of 867 samples were processed and analyzed in this study, composed of 527 females and 340 males. The total length of female *G. giuris* ranged from 4.10–18.50 cm with a mean length of 12.30 ± 10.9 cm, while the weight ranged from 2.16–106.00 g with a mean weight of 9.21 ± 8.85 g. Meanwhile, male *G. giuris* had a total length that ranged from 7.2–25.7 cm with a mean total length of 11.10 ± 2.46 and weight ranging from 2.81–134.00 g with a mean weight of

12.30 ± 10.90 g. Table 1 outlines the descriptive statistics of the recorded length and weight of the samples. Female *G. giuris* yielded a length-weight equation of $W = 0.0178L^{2.66}$ ($r = 0.97$), while male *G. giuris* had $W = 0.0141L^{2.75}$ ($r = 0.97$). While female *G. giuris* had a lower b value, both groups showed negative allometry ($b < 3$). Fig. 3 shows the graphs for the length-weight relationship of male and female *G. giuris* specimens collected from Lake Danao.

3.2. Growth parameters

Table 2 shows the summary of fish samples according to their length groups. Samples from the length group of 9.2 cm – 11.7 cm ($n = 354$) were the most abundant, while the 24.8 cm – 27.3 cm length group had the least number of samples ($n = 1$). The length-frequency analysis of the collected *G. giuris* showed that there were five fish size groups, represented by blue lines (growth curves) (Fig. 4). The estimated length L_{∞} (cm), the growth parameter K , and the growth performance index (ϕ) were 25.31, 1.30, and 2.91, respectively.

3.3. Mortality rates and exploitation rates

The total mortality (Z), natural mortality (M), and fishing mortality (F) rates were 5.71, 2.15, and 3.56, respectively based on the length-converted catch curve analysis (Fig. 5A). Meanwhile, the exploitation rate (E) of 0.62 indicates high exploitative activity of catching this species. Two recruitment peaks were observed in September and October (Fig. 5B).

3.4. Length at the first capture and length at the first maturity

Based on the estimate from the capture probability analysis (Fig. 6), the length at the first capture (L_c) for *G. giuris* was 3.69 cm (TL). Most specimens caught were between 6.6 cm – 9.1 cm at 5.7 year⁻¹ fishing rate. The highest peak of the fishing rate fell between 9.2 cm – 11.7 cm length intervals. Meanwhile, the length at first maturity (L_m) was 6.87 cm (TL).

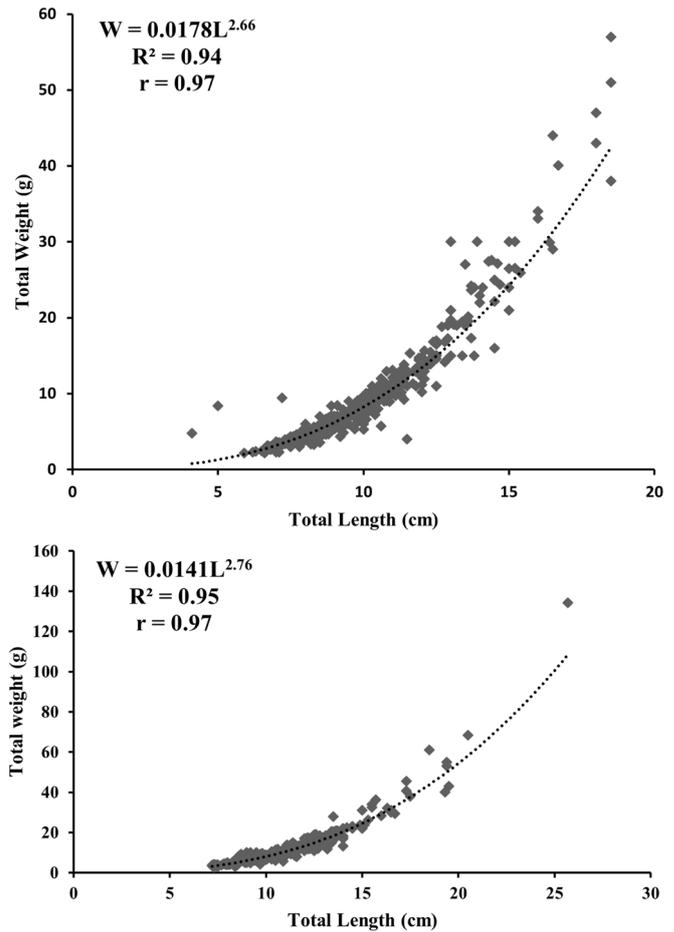


Fig.3. Length-weight relationship of female (top) and male (bottom) *G. giuris* collected from Lake Danao, Ormoc City.

3.5. Relative yield per recruit and relative biomass per recruit

The analyses of the yield-per-recruit and biomass-per-recruit of *G. giuris* showed that the optimum yield $E_{0.1} = 0.355$, the yield at the stock reduction of 50% $E_{0.5} = 0.27$, and the maximum sustainable yield $E_{max} = 0.42$ (Fig. 7A). The ratio of the length at first capture and the asymptotic length (e.g., the yield isopleths, Fig. 7B) of this fish was 0.05. Its growth per-

Table 1. Descriptive statistics of the recorded length and weight of *G. giuris* collected from Lake Danao, Ormoc City.

Month	N	No. of Female	No. of Male	Total Length (cm)			Total Weight (g)		
				Min	Max	Mean ± SD	Min	Max	Mean ± SD
March 2021	60	26	34	7.50	19.50	11.70 ± 2.90	4.00	61.00	15.40 ± 12.30
April 2021	89	51	38	6.20	19.40	10.90 ± 2.55	2.28	55.00	11.50 ± 9.73
May 2021	70	31	39	5.00	18.50	11.00 ± 2.89	3.00	57.00	12.80 ± 10.60
June 2021	29	17	12	7.00	14.70	10.00 ± 1.73	3.32	24.40	8.74 ± 4.44
July 2021	80	41	39	6.80	25.70	10.10 ± 2.55	2.29	134.00	10.00 ± 14.90
August 2021	127	95	32	6.50	17.30	10.60 ± 2.23	2.27	106.00	11.80 ± 12.10
September 2021	236	180	56	4.10	17.30	9.94 ± 2.11	2.16	45.50	9.17 ± 6.29
December 2021	17	10	7	7.10	9.60	8.44 ± 0.834	3.00	7.00	4.98 ± 1.17
January 2022	121	60	61	6.60	14.00	9.38 ± 1.84	2.72	20.80	7.62 ± 4.39
February 2022	38	16	22	6.80	20.50	10.60 ± 3.21	3.05	68.30	12.40 ± 12.80
Total	867	527	340						

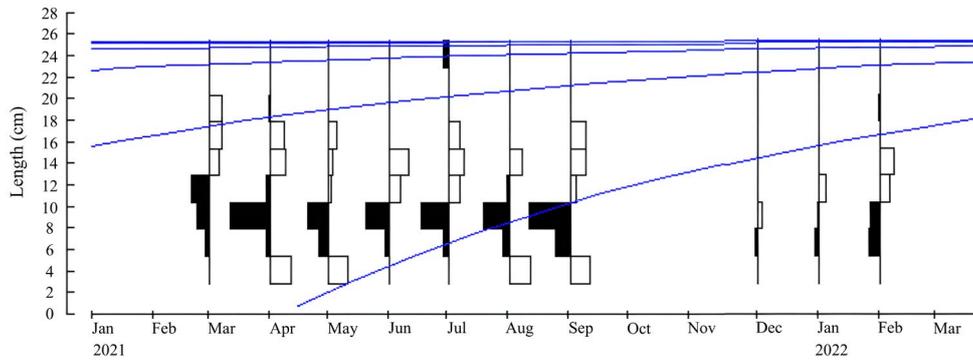


Fig.4. Length-frequency distribution and growth curves of *G. giurus* (n=863). The black bars show the highest monthly frequencies of fish length, while the white bars show the lowest frequencies recorded. The blue lines represent growth curves, illustrating the estimated growth trends over time based on length-frequency data.

formance was 2.91, and its longevity was 2.31. Table 3 summarizes the population parameters of *G. giurus* collected from Lake Danao.

4. Discussion

4.1. Length-weight relationship

This study provides initial insights into the wild population of *G. giurus* in Lake Danao. The results of the length-weight analysis indicate that female *G. giurus* exhibited a higher mean total length and weight than males. On the other hand, the calculated allometric coefficient (*b*) was higher in males (*b*=2.76) than in females (*b*=2.66). A similar trend has been observed in *G. giurus* populations from Mithamoin Haor, Kissorgonj, Bangladesh (Hossain and Sultana, 2014), Manchar Lake, Sindh, Pakistan (Qambrani et al., 2016), and Lapompakka Lake and Sidenreng Lake, South Sulawesi (Kudsiah et al., 2022; Suwarni et al., 2022). Differences in total length, weight, and allometry coefficient between male and female *G. giurus* can be attributed to several factors, including habitat, gonad maturity, fat accumulation, and metabolic activity (Tesch, 1971; Hossain and Sultana, 2014). The observed variations in growth patterns suggest that environmental factors in Lake Danao may be shaping the biological characteristics of *G. giurus*, which warrants further investigation.

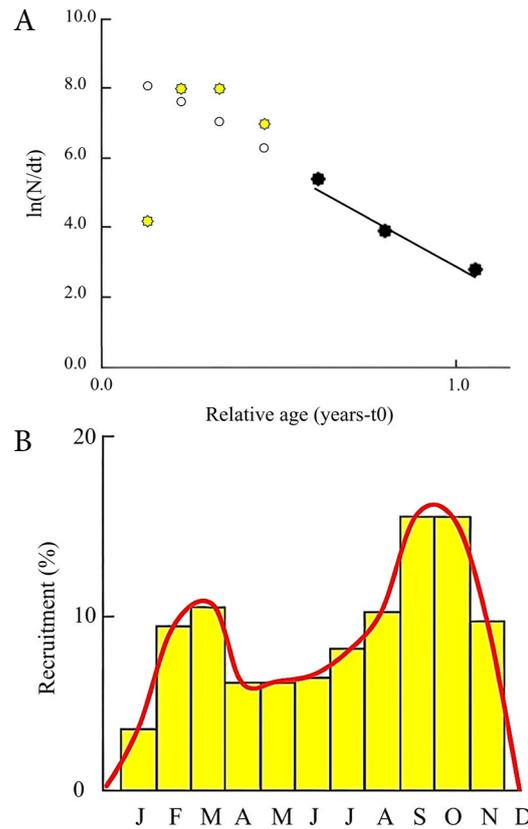


Fig.5. The (A) length-converted catch curve and (B) estimated recruitment pattern of *G. giurus* in Lake Danao, Ormoc City. The regression line in the length-converted catch curve was determined using the black circles. The yellow circles represented excluded points, while the white circles were extrapolated points.

Table 2. Number of *G. giurus* samples according to length groups (with 2.5 cm interval).

Month	Length Class (cm)									TOTAL
	4.0-6.5	6.6-9.1	9.2-11.7	11.8-14.3	14.4-16.9	17.0-19.5	19.6-22.1	22.2-24.7	24.8-27.3	
March 2021		13	17	20	6	3	1			60
April 2021	1	21	40	19	4	2	2			89
May 2021	1	21	24	13	8	3				70
June 2021		10	14	4	1					29
July 2021		28	41	8	1	1			1	80
August 2021	1	37	51	31	7					127
September 2021	3	87	106	30	8	2				236
December 2021		13	4							17
January 2022		56	45	20						121
February 2022		15	12	6	3		2			38
Total	6	301	354	151	38	11	5	0	1	867

4.2. Growth parameters

The analysis of the length-frequency distribution showed that the most frequently caught *G. giuris* was between 9.1 and 11.5 cm. The availability of food may have positively influenced the growth in terms of size of *G. giuris* in Lake Danao. *G. giuris* primarily preys on crustaceans, small insects, and small fishes (Achakzai et al., 2015), which are present and abundant in the lake (Weliange et al., 2007; Romero et al., 2023). Moreover, cannibalism has been observed for *G. giuris* in Lake Danao, along with predation on the eggs of other fish species, such as Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and common carp (*Cyprinus carpio*) (Romero et al., 2023).

Meanwhile, the estimated asymptotic length ($L_{\infty} = 25.31$ cm) of *G. giuris* in this study exceeds those reported in previous studies from the Mekong Delta, Vietnam ($L_{\infty} = 20.53$ cm) (Dinh et al., 2017), Titas River, Brahmanbaria District, Bangladesh ($L_{\infty} = 19.6$ cm) (Ahmed and Latifa, 2012), and Rabnabad Channel, Southern Bangladesh ($L_{\infty} = 25$ cm) (Ahamed et al., 2023). The growth coefficient ($K = 1.30$) was also higher than those reported for *G. giuris* from the Mekong Delta, Vietnam ($K = 0.56$) and Rabnabad Channel, Southern Bangladesh ($K = 1.10$) but lower compared to the Titas River, Brahmanbaria District sample population ($K = 1.36$) (Ahmed and Latifa, 2012; Dinh et al., 2017; Ahamed et al., 2023). In addition, the growth performance index ($\Phi = 2.91$) and longevity ($t_{max} = 2.31$) observed in this study suggest a relatively fast growing and short-lived population of *G. giuris* in Lake Danao compared to those from the Mekong Delta, Vietnam ($\Phi = 2.37$, $t_{max} = 5.36$) and Rabnabad Channel, Southern Bangladesh ($\Phi = 2.84$, $t_{max} = 2.70$). These variations can be attributed with certain factors, such as gear selectivity, sampling methods, and environmental differences across habitats (Ahamed et al., 2023).

Despite its rapid growth and high reproductive potential, the impact of *G. giuris* on Lake Danao's native fish community remains a concern that warrants urgent attention. However, given that its harvest is limited to subsistence fishing by a small number of fishers, the pressure on the population is relatively low. This sce-

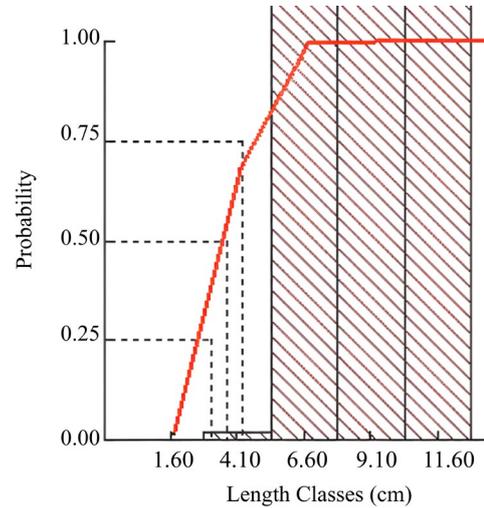


Fig.6. The probability of capture of *G. giuris* ($L_{25} = 3.09$, $L_{50} = 3.69$, and $L_{75} = 4.29$ cm, estimated from the logistic transform curve (red line).

nario suggests that while *G. giuris* may pose a competitive threat to other species, its population is not currently being heavily exploited for economic gain. As such, continued monitoring is necessary to assess its long-term impact on the aquatic biodiversity and water quality of Lake Danao.

4.3. Mortality rates and exploitation rates

The estimated values for natural mortality (M), fishing mortality (F), total mortality (Z), and exploitation rate (E) were all higher than those reported for *G. giuris* in the Mekong Delta, Vietnam (Dinh et al., 2017) and Rabnabad Channel, Bangladesh (Ahamed et al., 2023). Notably, the fishing mortality ($F = 3.56$) was higher than the natural mortality ($M = 2.15$), which implies overfishing on the population of *G. giuris* in Lake Danao. Studies show that fishing mortality can be influenced by fishing effort, fishing gear, and the economic value of the fish (Etim et al., 2002; Dinh et al., 2017), while natural mortality is driven by natural causes such as predation, diseases, and aging (Björnsson et al., 2022).

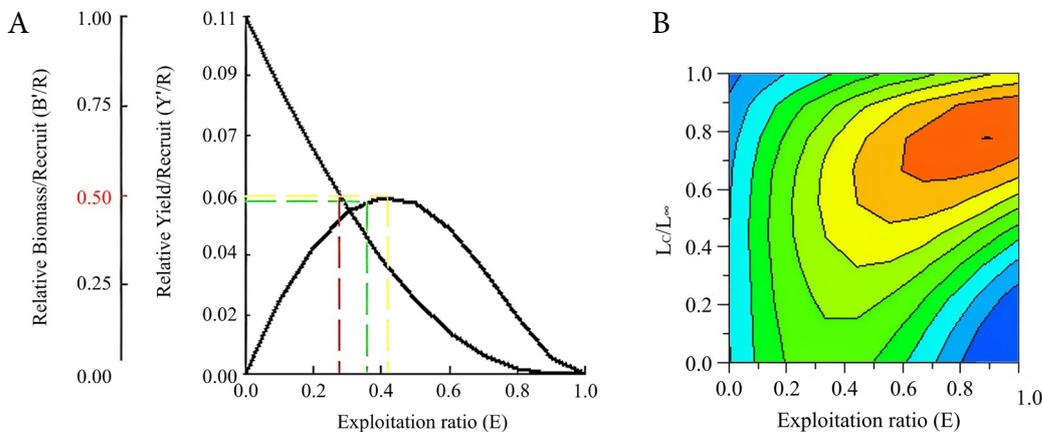


Fig.7. The relative yield-per-recruit and relative (A) biomass-per-recruit and ($E_{max} = 0.421$, $E_{0.1} = 0.355$ and $E_{0.5} = 0.278$), and the yield iso-pleths (B) for *G. giuris*. In (A), the yellow dashed line represents the maximum yield per recruit. On the other hand, the green and red dashed lines represent the exploitation that retains 10% and 50% of the biomass, respectively. In (B), the iso-pleths illustrate how changes in exploitation rate and the ratio of length at first capture to asymptotic length can affect the overall yield. Warmer colors (orange/red) indicate higher values. The highest yield iso-pleth is in the upper-left quadrant (Quadrant A), which suggests overexploitation.

Table 3. Growth and mortality parameters of *G. giuris* collected from Lake Danao, Ormoc City compared to other studies.

Population parameter	Value for this study	Dinh et al. (2017)	Ahamed et al. (2023)
Asymptotic length (L_{∞})	25.31	20.53	25.0
Growth parameter (K)	1.30	0.56	1.10
Longevity (t_{max})	2.31	5.36	2.70
Total mortality (Z)	5.17	3.17	2.24
Natural mortality (M)	2.15	1.40	2.00
Fishing mortality (F)	3.56	1.77	0.42
Growth performance index (Φ)	2.91	2.37	2.84
Length at first capture (L_c , cm)	3.69	7.41	-
Length at first maturity (L_m , cm)	16.87	-	-
Annual exploitation rate (E)	0.62	0.56	0.17
Exploitation at maximum economic yield ($E_{0.1}$)	0.35	0.515	0.24
Exploitation that retains 50% of the biomass ($E_{0.5}$)	0.27	0.323	0.31
Exploitation rate with maximum sustainable yield (E_{max})	0.42	0.633	0.37

Although the results suggest overfishing, it is important to contextualize this within the local fishing practices. In Lake Danao, most fishers go out fishing at least once a day and spend 1 - 4 hours per fishing operation, depending on the type of gear. Local fishers intimated that the *G. giuris* they catch were typically about the size of a human thumb, and the volume of catch is just enough to satisfy their daily needs. At the same time, some fishers use smaller *G. giuris* as bait to catch other larger fish, such as the giant mottled eel (Romero et al., 2023). Larger gobies are rarely caught as they tend to inhabit the deeper parts of the lake. Since only a small number of fishers harvest *G. giuris* in Lake Danao, primarily for household consumption (Romero et al., 2023), the overall exploitation remains limited compared to commercial fisheries. Even in the absence of direct commercial exploitation and under low fishing pressure, a higher fishing mortality rate (F) than natural mortality (M) in a fish population indicates overfishing. This means the population is being harvested faster than it can replenish itself, leading to a decline in fish stocks, an important indicator of unsustainable fishing practices among local fishers. Therefore, continued subsistence fishing without appropriate management interventions could result in gradual stock depletion, threatening both ecological balance and local food security.

4.4. Length at first capture and length at first maturity

The length at the first maturity ($L_m = 16.87$ cm) was relatively higher than the length at the first capture ($L_c = 3.69$ cm), suggesting that the *G. giuris* is harvested before reaching reproductive maturity, a key characteristic of growth overfishing. The L_m recorded in this study was higher compared to those reported for *G. giuris* in the Mekong Delta, Vietnam ($L_m = 4.8$ - 6.1 cm) and Rabnabad Channel, Southern Bangladesh ($L_m = 8.5$ cm) (Dinh et al., 2017; Ahamed et al., 2023). Length at

first maturity can be influenced by environmental factors such as climate, trophic state, and hydrodynamics (Sinovčić and Zorica, 2006). Kuparinen et al. (2011) observed that fish in warmer environments tend to reach maturity sooner at smaller body sizes compared to those in cooler environments. Furthermore, the L_c/L_{∞} ratio (0.14) from the study suggests that the harvested catch mostly comprises small-sized *G. giuris*. This observation supports the earlier claim that growth overfishing exists within the fishery of *G. giuris* in Lake Danao. Although early harvesting is evident, the non-commercial nature of *G. giuris* fishing suggests that its intensity is not as severe as in large-scale fisheries. However, the unsustainable practices observed, indicated by F exceeding M , could still impair the population. Therefore, implementing regulations such as size limits and seasonal or gear restrictions would help sustain the *G. giuris* population while preserving it as a viable alternative food source for nearby communities.

Meanwhile, the *G. giuris* in Lake Danao were observed to have two spawning peaks, in September and October. Similar spawning periods have been documented for *G. giuris* populations in Mithamoin Haor, Kissorgonj, Bangladesh (Hossain, 2014), Can Tho City, Vietnam (Pham and Tran, 2013), Payra River, Patuakhali, Bangladesh (Roy et al., 2014), Mekong Delta, Vietnam, (Dinh et al., 2017) and Rabnabad Channel, Bangladesh (Ahamed et al., 2023). While spawning periods vary by location, *G. giuris* generally reproduces during the wet or rainy season (Pham and Tran, 2013; Ahamed et al., 2023). The observed spawning pattern suggests that environmental factors, such as seasonal rainfall and water temperature, may play a crucial role in regulating the reproductive cycle of *G. giuris* in Lake Danao. Understanding these seasonal spawning trends is essential for developing management strategies, such as seasonal fishing restrictions, to prevent excessive harvesting during peak reproductive periods and ensure the sustainability of the species.

4.5. Relative yield per recruit and relative biomass per recruit

The calculated exploitation rate ($E=0.62$) in Lake Danao was higher compared to those reported for *G. giuris* in the Mekong Delta ($E=0.56$) (Dinh et al., 2017) and Rabnabad Channel, Bangladesh ($E=0.17$) (Ahamed et al., 2023). Moreover, the estimated exploitation rate also exceeded the sustainable threshold values, particularly the exploitation rate for maintaining 50% of the biomass ($E_{0.5}=0.27$) and the exploitation rate corresponding to the maximum sustainable yield ($E_{max}=0.42$), providing further evidence of *G. giuris* overfishing. Furthermore, a combination of yield isopleths (L_c/L_∞) and exploitation rate (E) analysis revealed that this gobiid species falls in the overfishing quadrant (D), as described by Pauly and Soriano (1986). The goby's short length at the time of capture corroborates this finding.

Despite indications of overfishing, it is essential to consider the subsistence nature of fishing in LDNP (Romero et al., 2023). The limited number of fishers in the area suggests that the primary concern is not commercial overexploitation but rather the long-term sustainability of local fishing practices. If left unmanaged, even small-scale subsistence fishing could alter the population dynamics of *G. giuris*, potentially affecting both its abundance and its ecological interactions within the lake. Meanwhile, the reduction of *G. giuris* through fishing may benefit native fish species by decreasing competition for resources, thereby promoting biodiversity. However, caution is necessary, as persistent overfishing could diminish recruitment potential and disrupt the lake's ecological balance. To ensure sustainable fishery management, measures such as implementing a closed season during peak spawning periods and regulating the harvest of immature fish should be considered. These strategies would help balance the ecological impact of *G. giuris* with its role as a vital food source for local communities.

5. Conclusion

The study provides a preliminary assessment of the growth, mortality, exploitation, and population dynamics of *G. giuris* in Lake Danao, Ormoc City. Findings indicate that this introduced species is being overfished, primarily due to subsistence fishing rather than commercial exploitation. While reducing *G. giuris* populations may alleviate competition for resources and potentially benefit native fish species, continued overfishing could disrupt the lake's ecological balance and threaten its role as a food source for local communities. The high exploitation rate and the capture of juvenile individuals suggest the presence of growth overfishing, which may hinder the long-term sustainability of the subsistence fishery. Moreover, as subsistence fishing is the primary means of harvesting *G. giuris*, any decline in its population could negatively affect the food security and economic stability of families that rely on it. Thus, a balanced approach is necessary to manage *G. giuris* effectively, mitigating its eco-

logical impact while ensuring its sustainable utilization by local fishers.

Future research should focus on conducting long-term monitoring of *G. giuris* and other fish populations in Lake Danao to better understand population trends, reproductive patterns, and ecological interactions. Studies on the diet composition of *G. giuris* could provide further insights into its impact on native species and help refine conservation strategies. Moreover, conservation initiatives should include regulating fishing gear and mesh sizes to prevent the capture of immature individuals, implementing closed fishing seasons during peak spawning periods, and promoting alternative livelihood programs for local fishers to reduce dependency on the species. Since subsistence fishers rely on *G. giuris* as one of the primary sources of alternative food, management strategies should also incorporate community-based fisheries management approaches to ensure that conservation efforts do not adversely impact the livelihoods of local fishing families. These measures will contribute to a more comprehensive and adaptive fisheries management approach, balancing ecological sustainability with the socio-economic needs of the community. Local authorities, researchers, and other scholars can use the findings of this study as a guide for developing evidence-based regulations and research initiatives for the sustainable utilization and management of *G. giuris* and the protection and conservation of the aquatic biodiversity in Lake Danao Natural Park (LDNP).

Acknowledgements

This study was part of the Fish and Aquatic Biodiversity Resource Evaluation and Monitoring in Lake Danao, Ormoc City (FiBRE Project), as part of its Research Mentorship Program. FiBRE is one of the component projects of the Lake Assessments for Key Ecosystem Services in Lake Danao Program (LAKES Danao Program), which was funded by the National Research Council of the Philippines of the Department of Science and Technology (DOST-NRCP). The LAKES Danao Program was implemented by the University of the Philippines Tacloban College in collaboration with the Department of Environment and Natural Resources Regional Office 8 through the LDNP Protected Area Management Board, Environmental Management Bureau Regional Office VIII, Local Government Unit of Ormoc City, and Leyte Normal University. Appreciation is extended to Assistant Professor Elisa B. Gerona-Daga, Assistant Professor Raquel U. Tabornal, and the rest of the LAKES Danao Program team. Gratitude is also given to Mr. Cristan Campo of the National Fisheries Research and Development Institute for his assistance with the FiSAT II software. We would also like to thank the Bureau of Fisheries and Aquatic Resources Region VIII, specifically the NSAP Team, for helping verify the identification of *G. giuris* collected from Lake Danao. Lastly, the team would also express gratitude to Ms. Marisa Narciso and the local subsistence fishers of Lake Danao.

Conflict of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Achakzai W.M., Saddozai S., Baloch W.A. et al. 2015. Food and feeding habits of *Glossogobius giuris* (Hamilton and Buchanan, 1822) collected from Manchar Lake distt. Jamshoro, Sindh, Pakistan. *Global Veterinaria* 14(4): 613–618. DOI: [10.5829/idosi.gv.2015.14.04.9465](https://doi.org/10.5829/idosi.gv.2015.14.04.9465)
- Ahamed F., Rakib M.H., Roy D. et al. 2023. Estimation of population parameters of *Glossogobius giuris* in the Rabnabad Channel, Southern Bangladesh: Implications for sustainable management. *Sustainability* 15(13): 10172. DOI: [10.3390/su151310172](https://doi.org/10.3390/su151310172)
- Ahmed M.S., Latifa G.A. 2012. Determination of the age and growth of *Glossogobius giuris* (Hamilton-Buchanan, 1822) using sectioned otolith. *Bangladesh Journal of Zoology* 40(1): 13–19. DOI: [10.3329/bjz.v40i1.12889](https://doi.org/10.3329/bjz.v40i1.12889)
- Azad M.A.K., Hossain M.Y., Khatun D. et al. 2018. Morphometric relationships of the tank goby *Glossogobius giuris* (Hamilton, 1822) in the Gorai River using multi-linear dimensions. *Jordan Journal of Biological Sciences* 11(1): 81–85.
- Bejer J.B. 2015. Ontogenetic variation in the diet composition of *Glossogobius giuris* from Taal Lake, Batangas, Philippines. *Asia Pacific Journal of Multidisciplinary Research* 3(4): 95–100.
- Beverton R.J., Holt S.J. 1966. Manual of methods for fish stock assessment. Part II: Tables of yield function. FAO, Roma, Italy, pp 67.
- Beverton R.J., Holt S.J. 1979. Manual of methods for fish stock assessment. Pt. 2: Tables of yield functions, Vol. 1, No. 38.
- Björnsson B., Sólmundsson J., Woods P.J. 2022. Natural mortality in exploited fish stocks: annual variation estimated with data from trawl surveys, ICES. *Journal of Marine Science* 79(5): 1569–1582.
- Cabuga C.C., Masendo C.B.E., Hernando B.J.H. et al. 2016. Relative warp analysis in determining morphological variation and sexual dimorphism between sexes of flat-head goby (*Glossogobius giuris*). *Computational Ecology and Software* 6(3): 95–105.
- de la Cruz J.O., Romero J.B., Amistoso A.F.G.N. et al. 2024. Basic Morphology and Morphometry of Lake Danao in Ormoc City, Leyte, the Philippines. *Philippine Journal of Science* 153(2): 693–702.
- Dinh Q.M., Phan Y.N., Tran D.D. 2017. Population biology of the goby *Glossogobius giuris* (Hamilton 1822) caught in the Mekong Delta, Vietnam. *Asian Fisheries Science* 30(1): 26–37. DOI: [10.33997/j.afs.2017.30.1.003](https://doi.org/10.33997/j.afs.2017.30.1.003)
- Dorado E., Torres M.A., Demayo C.G. 2012. Describing body shapes of the white goby, *Glossogobius giuris* of Lake Buluan in Mindanao, Philippines using landmark-based geometric morphometric analysis. *International Research Journal of Biological Sciences* 1(7): 33–37.
- Etim L., King R.P., Udo M.T. 2002. Breeding, growth, mortality and yield of the mudkipper *Periophthalmus barbarus* (Linnaeus 1766) (Teleostei: Gobiidae) in the Imo River estuary, Nigeria. *Fisheries Research* 56(3): 227–238. DOI: [10.1016/S0165-7836\(01\)00327-7](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(01)00327-7)
- Gayanilo Jr F.C., Sparre P., Pauly D. 2005. FAO-ICLARM stock assessment tools II: Revised version: User's guide. FAO Computerized Information Series: Fisheries 8: I.
- Guerrero III R.D. 2014. Impacts of introduced freshwater fishes in the Philippines (1905–2013): A review and recommendations. *Philippine Journal of Science* 143(1): 49–59.
- Hamilton F. 1822. An account of the fishes found in the river Ganges and its branches (Vol. 1). Archibald Constable.
- Henderson R.J., Tocher D.R. 1987. The lipid composition and biochemistry of freshwater fish. *Progress in Lipid Research* 26(4): 281–347.
- Hossain M.S., Sultana N. 2014. Morphometric characters and length-weight relationship of Bele, (*Glossogobius giuris*) from Mithamoin haor, Kissorgonj, Bangladesh. *Journal of the Bangladesh Agricultural University* 12(2): 389–395. DOI: [10.3329/jbau.v12i2.28699](https://doi.org/10.3329/jbau.v12i2.28699)
- Hossain M.S. 2014. Reproductive characteristics of Bele, *Glossogobius giuris* from Mithamoin Haor, Kissorgonj, Bangladesh. *World Journal of Fish and Marine Sciences* 6: 537–543. DOI: [10.5829/idosi.wjfm.2014.06.06.86210](https://doi.org/10.5829/idosi.wjfm.2014.06.06.86210)
- Hossain M.Y., Ohtomi J., Ahmed Z.F. et al. 2009. Length-weight and morphometric relationships of the tank goby *Glossogobius giuris* (Hamilton, 1822) (Perciformes: Gobiidae) in the Ganges of the northwestern Bangladesh. *Asian Fisheries Science* 22(3): 961–969.
- Joseph C., Jumawan J., Hernando B. et al. 2016. Fluctuating asymmetry in evaluating the development instability of *Glossogobius giuris* (Hamilton, 1822) from Lake Mainit, Surigao del Norte, Philippines. *Computational Ecology and Software* 6: 55–65.
- Juliano R.O., Guerrero III R., Ronquillo I. 1989. The introduction of exotic aquatic species in the Philippines, p. 83–90. In: De Silva S.S. (Ed.), *Exotic aquatic organisms in Asia*. (19–21 June 1981), Proceedings of the Workshop on Introduction of Exotic Aquatic Organisms in Asia. Asian Fisheries Society Special Publication 3, pp. 154.
- Kudsiyah H., Hidayani A.A., Suwarni S. et al. 2022. Morphometric and phylogenetic analysis of Goby Fish (*Glossogobius giuris*) in the three integrated lakes on South Sulawesi, Indonesia. *International Journal of Conservation Science* 13(4): 1343–1360.
- Kuparinen A., Cano J.M., Loehr J. et al. 2011. Fish age at maturation is influenced by temperature independently of growth. *Oecologia* 167: 435–443. DOI: [10.1007/s00442-011-1989-x](https://doi.org/10.1007/s00442-011-1989-x)
- Kuriakose S. 2014. Estimation of length-weight relationship in fishes. Summer School on Advanced Methods for Fish Stock Assessment and Fisheries Management. Reprinted from the CMFRI, FRAD. Training Manual on Fish Stock Assessment and Management, pp.150.
- Le Cren E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology* 13: 201–219.
- Mahilum J.J., Camama C., Lalisian J.A. et al. 2013. Morphology of goby species, *Glossogobius celebius* (Valenciennes 1837) and *Glossogobius giuris* (Hamilton 1822) in Lake Lanao Mindanao, Philippines. *International Journal of Research in BioSciences* 2(3): 66–78.
- Masagca J., Ordoñez J. 2003. Karyomorphology of the Philippine rock goby, *Glossogobius giuris* (Gobiidae) from Lake Taal and some rivers of Cavite, Luzon Island. *Biotropia* 21: 11–18. DOI: [10.11598/btb.2003.0.21.185](https://doi.org/10.11598/btb.2003.0.21.185)
- McGregor Reid G. 2013. Introduction to freshwater fishes and their conservation. *International Zoo Yearbook* 47(1): 1–5.
- Paller V.G.V., Labatos B.V., Lontoc B.M. et al. 2011. Freshwater fish fauna in watersheds of Mt. Makiling forest reserve, Laguna, Philippines. *Philippine Journal of Science* 140(2): 195–206.
- Pauly D., Soriano M.L. 1986. Some practical extensions to Beverton and Holt's relative yield-per-recruit model. In: *The First Asian Fisheries Forum*. Manila: Asian Fisheries Society, pp. 491–496.

Pauly D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES Journal of Marine Science* 39(2): 175–192.

Pauly D. 1983. Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks (No. 234). Food and Agriculture Organization.

Pauly D. 1984. Once more on the comparison of growth in fish and vertebrates. *ICLARM Fishbyte* 2: 21–22.

Pauly D. 1987. A review of the ELEFAN system for analysis of length-frequency data in fish and aquatic invertebrates. In *ICLARM Conference Proceedings* 13(232): 7–34.

Pham T.M.X., Tran D.D. 2013. Some characteristics on reproductive biology of tank goby (*Glossogobius giuris*) distributed in Can Tho City. *Can Tho University Journal of Science* 27: 161–168.

Qambrani G.R., Soomro A.N., Palh Z.A. et al. 2016. Reproductive biology of *Glossogobius giuris* (Hamilton). Manchar Lake Sindh, Pakistan. *Journal of Aquaculture Research and Development* 7(1): 1000392. DOI: [10.4172/2155-9546.1000392](https://doi.org/10.4172/2155-9546.1000392)

Ricker W.E., Carter N.M. 1958. *Handbook of Computations for Biological Statistics of Fish Populations*. The Fisheries Research Board of Canada. Ottawa, Canada.

Ricker W.E. 1975. *Computation and interpretation of biological statistics of fish populations*. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada. Ottawa, Canada.

Romero J.B., de la Cruz J.O., Gerona-Daga M.E.B. et al. 2023. Diversity, Abundance, and Local Use of Fishes in Lake Danao, Ormoc City, Philippines. *The Philippine Journal of Fisheries* 30(2): 277–288. DOI: [10.31398/tpjf/30.2.2023-0009](https://doi.org/10.31398/tpjf/30.2.2023-0009)

Roy A., Hossain M.S., Rahman M.L. et al. 2014. Fecundity and gonadosomatic index of *Glossogobius giuris* (Hamilton, 1822) from the Payra River, Patuakhali. Bangladesh. *Journal of Fisheries* 2:141–147.

Sinovčić G., Zorica B. 2006. Reproductive cycle and minimal length at sexual maturity of *Engraulis encrasicolus* (L.) in the Zrmanja River estuary (Adriatic Sea, Croatia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69(3–4): 439–448. DOI: [10.17017/jfish.v2i2.2014.42](https://doi.org/10.17017/jfish.v2i2.2014.42)

Suwarni F.N.K., Tresnati J., Kudsiah H. et al. 2022. The length weight relationship and condition factors of Tank Goby *Glossogobius giuris* Hamilton, 1822 in Lapompakka Lake, Wajo Regency, South Sulawesi. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 1119: 012026.

Tesch F.W. 1971. Age and growth. In: Ricker W.E. (Ed.), *Methods for assessment of fish production in Fresh Waters*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, pp. 99–130.

Weliange W.S., Pogosa J., Lankaadikara C. et al. 2007. Guide to the fresh water fishes in Tubod River, Lake Danao and Inawasan River in Leyte, Philippines. *Annals of Tropical Research* 29(2): 1–27. DOI: [10.32945/atr2921.2007](https://doi.org/10.32945/atr2921.2007)

Yeasmine S., Rahman M.A., Sarower E. et al. 2021. Development of induced breeding technique for freshwater fish gobi, *Glossogobius giuris* (Hamilton, 1822) using pituitary gland (PG) extract. *Annual Research and Review in Biology* 36(1): 24–30. DOI: [10.9734/ARRB/2021/v36i130330](https://doi.org/10.9734/ARRB/2021/v36i130330)

Spatiotemporal variations of water quality parameters in selected young reservoirs in Tigray, Northern Ethiopia

Kalayu M.A.^{1,2}, Mekonen T.^{2,3*}, Tsehaye A.D.^{3,4}, Tsegazeabe H.H.^{2,3}

¹ Department of Biology, College of Natural and Computational Sciences, Aksum University, Tigray, Ethiopia

² Department of Biology, College of Natural and Computational Sciences, Mekelle University, Tigray, Ethiopia

³ Tigray Biological and Biodiversity Association (TB2A), Tigray, Ethiopia

⁴ Department of Medical Microbiology and Immunology, College of Health Sciences, Mekelle University, Tigray, Ethiopia

ABSTRACT. The health status of aquatic ecosystem is depended on the physicochemical and biological characteristics of water which provides significant information about the available resources for supporting life. This study aims to assess spatiotemporal variation of water quality parameters in selected young reservoirs in Tigray. Depth-integrated water samples (surface, middle, and just above bottom) were collected bimonthly (two times during the wet, dry-cold and dry-hot seasons) at each sampling sites with a heart-valve sampler. Variation between the wet, dry-cold and dry-hot seasons was examined using one-way ANOVA but variation between littoral and pelagic sites were analyzed with the independent t-test. We showed a significant ($p < 0.05$) seasonal variation in temperature, pH and transparency in all the reservoirs investigated. Kalema reservoir was recorded with highest mean value of temperature, chlorophyll-*a* and conductivity. Mean value of pH has a spatially significant difference ($p < 0.05$) in all the study reservoirs except Kalema. None of the physicochemical water quality parameters in Kalema reservoir exhibited spatially significant ($p > 0.05$) variations. Dissolved oxygen and pH showed spatially significant variation ($p < 0.05$) in Mihtsab-Azmati and Seisa reservoirs. A significant correlation ($p < 0.01$) was recorded between temperature with turbidity, chlorophyll-*a*, transparency and conductivity. The physicochemical parameters of the reservoirs showed distinct temporal and spatial variations. The result obtained in this study is very important as baseline information to know the ecology of reservoirs for future reservoir management. Further detailed studies that include total phosphorus, total nitrogen, etc., are needed to suggest the trophic conditions of the reservoirs.

Keywords: Chlorophyll-*a*, Dissolved Oxygen, pH, Physicochemical, Temperature, Turbidity

For citation: Kalayu M.A., Mekonen T., Tsehaye A.D., Tsegazeabe H.H. Spatiotemporal variations of water quality parameters in selected young reservoirs in Tigray, Northern Ethiopia // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - P. 1129-1139. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1129

1. Introduction

Water is vital to the existence of all living organisms, but this valued resource is increasingly being threatened as human populations grow and demand more water of high quality for domestic purposes and economic activities. Water quality assessment is the overall process of evaluating the physical, chemical and biological variables of water in relation to natural quality, human effects and intended uses of different substances, particularly uses that many affect human health and the health of aquatic species in general (Chapman, 1996). Water quality is affected by a wide range of natural and human influences. The quality of

water may be described in terms of the concentration of the organic and inorganic material present in the water, together with certain physical characteristics of the water (Sheela et al., 2012).

Limnology is the study of the structural and functional interrelationship of organisms of inland waters as their dynamic physical, chemical, and biotic environments affect them. It covers the attributes of all inland waters, both running as in rivers (lotic ecosystems) and standing as in lakes (lentic ecosystems) (Trenberth et al., 2007). Generally, water quality is connected with physical, chemical and biological (including bacteriological) characteristics (Nancy, 2009) and these char-

*Corresponding author.

E-mail address: mekonen.teferi22@gmail.com, kalkx.123@gmail.com (T. Mekonen)

Received: April 24, 2025; **Accepted:** September 28, 2025;

Available online: October 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



acteristics determine the healthy status of any aquatic ecosystem (Venkatesharaju et al., 2010). Therefore, assessing the quality of water in any ecosystem provides significant information about the available resources for supporting life in that ecosystem.

Water is the major limiting factors for agriculture in Tigray, northern Ethiopia. To mitigate the water shortage and support subsistence agriculture of the dense population in north Ethiopia, several small reservoirs have been constructed in the past three decades for the purpose of irrigation and watering of cattle (Haregeweyn et al., 2006; Dejenie et al., 2008). This region is characterized by a tropical semi-arid climate with an extended dry period and a maximum effective rainy season of about two months, July-August (Nyssen et al., 2005). To alleviate these water shortage related problems, the regional state of Tigray decided to construct a large number of small man-made reservoirs (Haregeweyn et al., 2006).

Reservoirs are described as artificial lakes and separated from natural lakes with some of their characteristics, such as high water flow velocity, solid matter presence in influent suspend and short-term water exchange (Harper, 1999). Reservoirs may exhibit particularly variable nutrient and light availability, both temporally and spatially. Nevertheless, a closer relationship between the catchment area and the aquatic system is a particular characteristic of reservoirs. Furthermore, these artificial ecosystems have a higher potential for eutrophication because of the release of nutrients from decomposing organic matter driven from flooded land (Kalff, 2002). Reservoirs are constructed for the main purpose of storing water and other uses, such as water supply for agriculture, urban activity, flood control, power generation, irrigation, recreational use and fish farming (Haregeweyn et al., 2006).

Water must be tested for different physicochemical parameters. The selection of parameters for testing water depends upon the intended use. Physical parameters for which samples are tested include temperature, pH, turbidity, water transparency (secchi depth), total suspended solid (TSS), etc., while chemical tests are often performed for inorganic nutrients, dissolved oxygen, alkalinity, salinity (or conductivity), hardness and total dissolved solids (TDS) (Patil et al., 2012).

The water quality of freshwater habitats provides substantial information about existing resources, which depends on the influences of physicochemical parameters and biological features. Life in aquatic environments is largely governed by different physicochemical water quality characteristics and their stability. These characteristics have enabled biota to develop many adaptations that improve sustained productivity and regulate reservoir metabolism. The role of various factors, such as temperature, transparency, turbidity, water color, carbon dioxide, pH, alkalinity, hardness, ammonia, nitrite, primary productivity, biochemical oxygen demand (BOD), plankton population, etc., can't be overlooked for maintaining a healthy aquatic environment and for the production of sufficient fish food organisms in reservoirs for increasing fish production (Geneviève et al., 2008).

The quality of water resources is declining due to both natural (change in precipitation, erosion) and anthropogenic (industrial and agricultural activities) factors (Sheela et al., 2012). In addition, all reservoirs are subjected to periodic fluctuations in water levels due to rain, hydrological regimes that are influenced by irrigation of agricultural lands and temperature changes (Duncan and Kubečka, 1995). Moreover, the clearance of catchment land use and water extraction modifies the natural flow and associated water quality characteristics. The availability of water and its physical, chemical, and biological quality and quantity are altered, organisms are often adversely affected and ecosystem services may be lost (Reynolds, 2006).

Previous studies were conducted on the ecology and related aspects of many manmade semiarid and arid reservoirs in Tigray (Asmelash et al., 2007; Dejenie et al., 2008; Teferi et al., 2014; Zebib and Teame, 2017). However, there are no scientific data on spatiotemporal water quality parameters for the selected young reservoirs. Therefore, the novelty of the present study is to generate scientific data on spatiotemporal water quality parameters, which have never been studied yet. We hypothesized that during the cold-dry and hot-dry seasons when the input of water is low, most water quality parameters would have higher concentrations (as compared to the wet season) for different reasons, such as re-suspension, absence of dilution, and increased evaporation.

2. Methodology

Description of the study site

This study was conducted in four selected man-made young reservoirs: Seisa, Mihtsab-Azmati, Mai-Dimu and Kalema. The study reservoirs are located in Tigray national regional state of Ethiopia. Tigray is found in northern Ethiopia with a rugged terrain ranging between 400 to almost 4000 masl, having a total surface area of 53,000 km² and lies between latitudes 12°15' and 14°57'N and longitudes 36°27' to 39°59'E (CSA, 2006). It is bounded in the north by Eritrea, to the west by the Sudan and to the east and south by the Afar and Amhara regions of Ethiopia, respectively (Fig. 1).

Seisa reservoir is found in Laelay Legomti Tabia (Tabia is the lowest administrative level in the Tigray national regional state of Ethiopia), Geter Adwa woreda (district) of central zone of Tigray. This site is found 27 km east of Adwa town. Seisa reservoir was constructed in 2014 with a capacity of 12 Mm³.

Mihtsab-Azmati reservoir is found in Baekel Tabia, Mereb Leak woreda, central zone of Tigray, which is found 9 km east of Rama town. This reservoir was constructed in 2014 with an actual water capacity of 34Mm³. Both reservoirs were constructed mainly for irrigation purposes.

Mai-Dimu reservoir is found in Mai-Dimu Tabia, Tahtay-Koraro woreda, northwestern zone of Tigray which is located 15 km west of Shire Endaselassie town. This reservoir was constructed in 2010, with 18Mm³ of water. The dam was mainly constructed for drinking

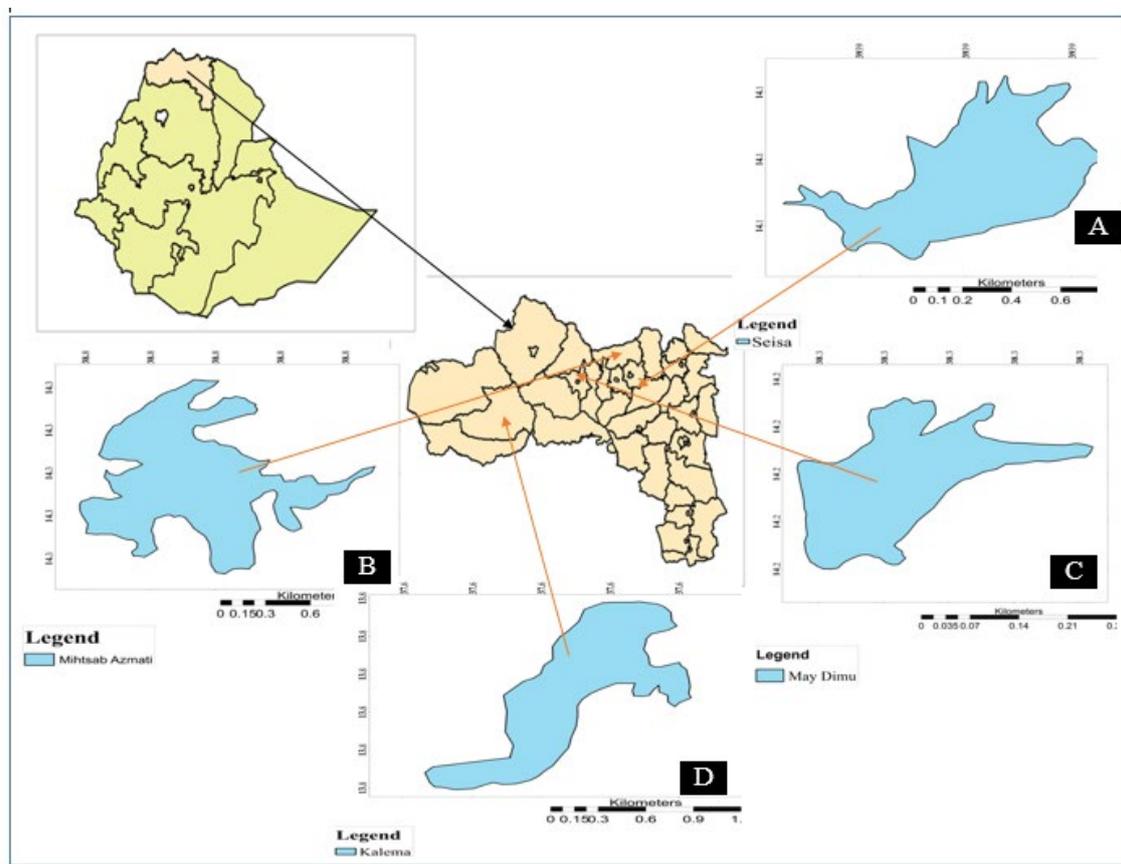


Fig.1. Map of Ethiopia (top left) and Tigray with districts (center). Inset map of the study sites: A=Seisa, B= Mihtsab Azmati, C= May Dimu and D= Kalema reservoirs.

purpose for the community of Shire Endasselassie town.

Kalema reservoir is found in Kalema Tabia, Wolkait woreda, located in western zone of Tigray, approximately 11 km west of Mai-Gaba town. The reservoir is constructed in Kalema River in 2013 for irrigation purpose for Wolkait sugar cane project. The Kalema reservoir is with a capacity to hold as much as 11Mm³ of water. Currently, the reservoir is irrigating over 3,000 hectares of land (Tigray Water Resources, Mines and Energy Bureau, 2017). Though these reservoirs were recently constructed to harvest water for irrigation and livestock and human drinking they may also have potential for fish production to provide additional sources of animal protein to the local community.

Sampling design and methodology

To select sampling sites characteristics of each reservoir were observed. Mihtsab-Azmati and Mai-Dimu reservoirs are relatively protected from direct human and animal contact. The waste from domestic animals and household disposals and other related agricultural byproducts may not easily reach the center of the reservoir, especially in the dry season when no flood carries waste matter from the watershed.

Kalema reservoirs situated on the Kalema river (a tributary of the Tekeze river) having a continuous year-round water flow but with low human and animal interference. Seisa reservoir was surrounded by agricultural land and human settlements. Hence, the site has a relatively high anthropogenic impact.

Water samples were collected bimonthly from October 2018 – September 2019 (two times in the dry-cold season (November/2018 and January/2019); two

times in the dry-hot season: (March and May/2019 and two times in the wet season (July and September/2019). Taking the surface area of the study reservoirs in to consideration, three littoral and two pelagic from Seisa, four littoral and two pelagic from Mihtsab Azmati, two littoral and two pelagic from Mai-Dimu and two littoral and two pelagic from Kalema reservoirs were selected. Spatial variables include geographical coordinates (altitude, latitude and longitude) and average depth was taken. A boat was used to take depth-integrated water samples (surface, middle, and just above bottom) at each site with a heart-valve sampler (volume: 3 L content). Temperature, dissolved oxygen, conductivity and pH of the water were measured in situ at three different depths (surface, middle, near-bottom) with a portable meter WTW Multi 340 I electrodes. We used calibrated fluorometer readings (Turner Aquafluor; an average of three measurements) on the pooled water sample to measure turbidity and chlorophyll-a concentration (as a proxy of phytoplankton biomass). Water transparency was measured using both a cylindrical Snell's tube (length: 0.6 m; diameter: 60 mm; disc diameter: 55 mm) and a secchi-disc (diameter: 30 cm). In shallow systems, the measurement of Snell's depth is often the preferable method to quantify water transparency because it avoids missing data in cases when reservoir sediments are visible.

Data analysis

Except pH, all variables were log transformed prior to statistical analysis. We studied patterns of association between the investigated variable with principal component analysis (PCA). Differences for each water

quality variables among the wet, cold-dry and hot-dry seasons were examined using one-way ANOVA but the independent t-test was used to analyze the littoral and pelagic variations at a significance level of $p < 0.05$. The degree of association between the water quality parameters were analyzed using the Pearson correlation coefficient r . The significance of these coefficients was tested at different probability levels ($p < 0.05^*$ and $p < 0.05^{**}$) (Beguin, 1979). The reservoir water quality variables were also subjected to multivariate statistical techniques using principal component analysis (PCA), which is one of the most commonly used multivariate statistical techniques (Quinn and Keough, 2002).

3. Result

Physicochemical characteristics

Average water quality parameters is presented in (Table 1). The highest and lowest pH mean values were recorded in the Seisa and Mai-Dimu reservoirs, respectively. The highest mean values of temperature (27.66 ± 0.15), chlorophyll a (108.81 ± 6.55) and conductivity (369.72 ± 10.2) were recorded in Kalema reservoir. However, lowest mean turbidity (4.07 ± 0.28) and secchi disc transparency (cm) (193.55 ± 3.53) were recorded in Seisa and Mihtsab-Azmati reservoirs during the study period. Mai-Dimu and Kalema reservoirs had the highest and lowest mean dissolved oxygen contents (6.23 ± 0.09 mg/l and 5.82 ± 0.13 mg/l), respectively.

Spatial variation in water quality parameters

Spatial variations in water quality parameters are presented in (Table 2). Overall littoral regions of the reservoirs showed statistically significant different values for pH, dissolved oxygen (mg/l) and transparency (cm) (Table 2). However, the values for most of the other water quality parameters did not show significant difference in spatial variation during the study period. The littoral and pelagic habitats of Mihtsab-Azmati reservoir had the highest (6.53 mg/l) and lowest (5.52 mg/l) mean values of dissolved oxygen, respectively, compared with the other selected reservoirs during the study period (Table 2). The highest and the lowest water temperatures were recorded in the pelagic habitat of Kalema and Seisa reservoirs, respectively. Only the mean values of pH and dissolved oxygen (mg/l) were significantly different ($p < 0.05$) in Mihtsab-Azmati and Seisa reservoirs. Furthermore, the

mean value of pH has a spatially significant difference ($p < 0.05$) in Mai-Dimu reservoir. None of the physicochemical water quality parameters in Kalema reservoir exhibited spatially significant ($p > 0.05$) variations. Similarly, other water quality parameters such as temperature, chlorophyll a, turbidity, secchi disc transparency and conductivity in all the four study reservoirs were also not significant ($p > 0.05$) spatially.

Seasonal variation in water quality parameters

Seasonal variation in water quality parameters is described in (Table 3). In Mihtsab-Azmati reservoir, highest values pH mean value (8.51), dissolved oxygen (6.69 mg/l), chlorophyll a ($45.87 \mu\text{g l}^{-1}$) and turbidity (3.66 NTU) were recorded during the wet season. However, highest values of temperature (26.38°C) and transparency (207.5 cm) were recorded during the dry-hot season. All the water quality variables were seasonally (among wet, dry-cold and dry-hot) significant ($p < 0.05$) (Table 3). Highest values of dissolved oxygen (6.73 mg/l), chlorophyll-a ($62.13 \mu\text{g l}^{-1}$), transparency (127.50 cm) and conductivity ($80.19 \mu\text{S/cm}$) were measured during the dry-cold season in Mai-Dimu reservoir. Whereas, pH (7.88) and transparency (92.61 cm) were measured with lowest values during the wet season. Except turbidity all the water quality variables were shown significant variation seasonally ($p < 0.05$). In Seisa reservoir highest values of pH (8.36), dissolved oxygen (6.16 mg/l), chlorophyll-a ($77.71 \mu\text{g l}^{-1}$) and turbidity (4.60 NTU) during the wet season but temperature (23.48°C) and conductivity ($211.47 \mu\text{S/cm}$) were measured during the dry-hot season. Among the water quality parameters only chlorophyll-a, temperature and conductivity showed significant variation ($p < 0.05$) seasonally. In Kalema reservoir temperature (28.25°C), conductivity ($463.10 \mu\text{S/cm}$) and chlorophyll-a ($130.34 \mu\text{g l}^{-1}$) were recorded with the highest value during the dry-hot season (Table 3).

Correlation analysis between physicochemical water quality parameters

The degree of association between any two of the water quality parameters as measured by the simple correlation coefficient (r) is presented in (Table 4). Accordingly, pH has a significant negative correlation with chlorophyll-a ($\mu\text{g/l}$) and conductivity ($\mu\text{S/cm}$), with correlation values of $r = -0.195$ and $r = -0.100$, respectively, with significance at $p < 0.01$

Table 1. Annual average water quality parameters (mean \pm SE) of the four study reservoirs

Reservoir	Altitude (masl)	Av/Depth (m)	pH	Dissolved Oxygen (mg/l)	Temperature ($^\circ\text{C}$)	Chlorophyll a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Turbidity (NTU)	Secchi disc-transparency (cm)	Conductivity ($\mu\text{S/cm}$)
MA	1512	21.5	8.22 ± 0.02	6.19 ± 1.10	24.78 ± 0.15	38.88 ± 1.17	2.43 ± 0.19	193.55 ± 3.53	182.73 ± 5.64
MD	1642	17	7.97 ± 0.03	6.23 ± 0.09	22.77 ± 0.17	50.85 ± 1.77	3.10 ± 0.80	113.87 ± 2.55	67.95 ± 2.38
SE	1941	17	8.23 ± 0.04	6.10 ± 1.10	22.29 ± 1.14	67.16 ± 2.16	4.07 ± 0.28	93.06 ± 2.74	159.96 ± 4.88
KA	827	10.5	7.98 ± 0.06	5.82 ± 0.13	27.66 ± 0.15	108.81 ± 6.55	1.69 ± 0.13	103.65 ± 5.94	369.72 ± 10.2

Note: MA – Mihtsab Azmati, MD – Mai-Dimu, SE – Seisa and KA – Kalema reservoirs

Table 2. Spatial variation in physicochemical parameters with in the reservoirs (mean during the study period)

Physico-chemical parameters	Reservoirs											
	Mihtsab Azmati			Mai-Dimu			Seisa			Kalema		
	Littoral	Pelagic	P value	Littoral	Pelagic	P value	Littoral	Pelagic	P value	Littoral	Pelagic	P value
pH	8.27	8.12	0.00	7.89	8.06	0.00	8.34	8.06	0.00	8.10	7.87	0.07
DO (mg/l)	6.53	5.52	0.00	6.37	6.22	0.44	6.36	5.70	0.00	5.72	5.93	0.45
Temp (°C)	25.01	24.49	0.13	22.72	22.82	0.79	22.46	22.02	0.13	27.48	27.85	0.22
Chl a (µg l ⁻¹)	40.24	36.18	0.10	50.98	50.73	0.94	70.04	62.84	0.10	115.75	101.86	0.29
Turb (NTU)	2.54	2.88	0.65	3.61	2.59	0.53	3.84	4.41	0.32	1.53	1.85	0.22
Trans (cm)	193.45	193.75	0.97	112.08	115.66	0.48	87.88	100.83	0.02	101.40	105.90	0.70
Cond (µScm ⁻¹)	184.35	179.49	0.68	69.66	66.25	0.47	161.59	157.51	0.68	359.04	380.39	0.29

Note: $p < 0.05$ (significant) and $p > 0.05$ (not significant)

and $p < 0.05$, respectively. However, a positive correlation was observed between pH and secchi disc transparency (cm), pH and turbidity (NTU), pH and water temperature (°C) and pH and dissolved oxygen (mg/l), with correlation values of $r = 0.135$, $r = 0.007$, $r = 0.07$ and $r = 0.267$, respectively, with significance at $p < 0.05$, $p < 0.05$, $p > 0.05$ and $p < 0.01$, respectively. Dissolved oxygen (mg/l) was positively correlated with turbidity ($r = 0.080$), but it was negatively correlated with secchi disc transparency, water temperature (°C), chlorophyll-a (µg/l) and conductivity (µS/cm), with correlation values of $r = 0.049$, $r = -0.095^*$, -0.088 and -0.136^{**} , respectively. A highly significant negative correlation ($r = -0.212$, $p < 0.01$) was recorded between water temperature (°C) and turbidity (NTU), but a highly significant positive correlation ($r = 0.260$,

$p < 0.01$), ($r = 0.187$, $p < 0.01$) ($r = 0.472$, $p < 0.01$) was observed between water temperature (°C) and chlorophyll-a (µg/l), water temperature (°C) and secchi disc transparency (cm) and water temperature (°C) and conductivity (µS/cm). The value of chlorophyll-a (µg/l) was negatively correlated and highly significantly negatively correlated with turbidity (NTU) and secchi disc transparency (cm) ($r = -0.59$, $p > 0.05$ and $r = -0.300$, $p < 0.01$) but highly positively correlated with conductivity (µS/cm) ($r = 0.506$, $p < 0.01$). Significant negative correlation analysis values ($r = -0.143$ $p < 0.01$), ($r = -0.123$, $p < 0.05$) and ($r = -0.006$, $p < 0.05$) were recorded between turbidity (NTU) and secchi disc transparency (cm), turbidity (NTU) and conductivity (µS/cm) and between secchi disc transparency (cm) and conductivity (µS/cm), respectively.

Table 3. Seasonal water quality parameters of four reservoirs 2018/19

Reservoirs	Spatio-temporal variations		Altitude (masl)	Depth (m)	pH	DO (mg/l)	Temp (°C)	Chl a (µg l ⁻¹)	Turb (NTU)	Transp (cm)	Cond (µS/cm)
	Season										
Mihtsab-Azmati	Season	Wet	1512	15.20	8.51	6.69	25.50	45.87	3.66	193.17	119.10
		Dry-cold		11.46	8.12	6.08	22.51	39.96	1.91	180.25	267.29
		Dry-hot		7.29	8.10	5.75	26.38	30.84	1.61	207.25	160.60
		p-value			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02
Mai-Dimu	Season	Wet	1642	16.96	8.17	5.60	23.84	48.94	5.03	92.61	62.42
		Dry-cold		13.13	7.88	6.73	21.08	62.13	2.79	127.50	80.19
		Dry-hot		7.75	7.96	6.43	23.39	41.14	1.66	122.88	59.35
		p-value			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.23	0.00
Seisa	Season	Wet	1941	14.45	8.36	6.16	23.06	77.71	4.60	85.50	126.27
		Dry-cold		9.78	8.20	5.86	20.33	65.08	4.29	96.90	140.71
		Dry-hot		5.90	8.23	6.13	23.48	58.71	3.32	96.80	211.47
		p-value			0.28	0.63	0.00	0.00	0.00	0.16	0.24
Kalema	Season	Wet	827	4.50	8.40	5.37	27.55	43.93	2.11	174.39	207.13
		Dry-cold		8.75	7.78	6.14	26.92	119.72	2.06	69.88	335.70
		Dry-hot		5.81	7.97	5.55	28.25	130.34	1.37	155.75	463.10
		p-value			0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00

Note: $p < 0.05$ (significant difference) and $p > 0.05$ (no significant difference)

Table 4. Correlation matrix between different physicochemical water quality parameters of the selected reservoirs. All parameters were analyzed using Pearson correlation

	pH	DO	Temp	Chl a	Turb	Transp	Condu
pH	1						
DO	0.267**	1					
Temp	0.007	-0.095*	1				
Chl a	-0.196**	-0.088	0.260**	1			
Turb	0.135*	0.080	-0.183**	-0.59	1		
Transp	0.007	-0.049	0.187**	-0.300**	-0.143**	1	
Condu	-0.100*	-0.136**	0.472**	0.506**	-0.123*	-0.006	1

Note: + = Positive Correlation, - = Negative Correlation, * = Correlation is significant at $p < 0.05$ level, ** = Correlation is significant at $p < 0.01$ level

Data are the mean value of bimonthly collected samples; 1. pH 2. DO-Dissolved Oxygen (mg/l) 3. Temp-Water temperature (°C) 4. Chl a- chlorophyll-a ($\mu\text{g l}^{-1}$) 5. Turb-Turbidity (NTU) 6. Transp-Secchi disc transparency (cm) 7. Condu-Conductivity ($\mu\text{S/cm}$)

Principal component analysis

More than 77% of the variation in environmental variables of the reservoirs is explained by two PCA axes, and axis 1 is highly loaded by chlorophyll-a, conductivity, temperature and transparency. The Principal Component Analysis (PCA) showed that the first principal components (Axis 1) represented approximately 50.9% of the total variation in the entire data set. However, Axis 2 contains pH, turbidity and dissolved oxygen. This graph showed that turbidity and transparency had negatively co-related. Dissolved oxygen and pH were also showed strong positive correlation with the littoral site. Temperature also showed reverse co-relation with altitude. The principal components (PCs) helped to classify the water quality factor loadings as strong, moderate, or weak in correspondence

with their absolute loading strengths of > 0.75 , 0.75-0.50, and 0.50-0.30, respectively (Fig. 2).

4. Discussion

We have detected seasonal variation among the measured water quality parameters, with values for chlorophyll-a, pH and turbidity being higher during the wet season in most reservoirs while the values for water temperature was higher during the dry-hot season. During the study period a narrow spatial variation of mean pH value was recorded among the reservoirs, with minimum value (7.78) in Kalema and maximum value (8.51) in Mihtsab Azmati. The mean pH values of young reservoirs studied here indicate that the reservoirs are relatively alkaline system. The pH range of these young reservoirs fall within the pH value accepted as good water quality (6.5 to 8.5) for drainage basins across the globe (Carr and Neary, 2008). The pH values reported here are similar to other young reservoirs previously reported by other researchers (Teferi et al., 2013; Tadesse et al., 2015).

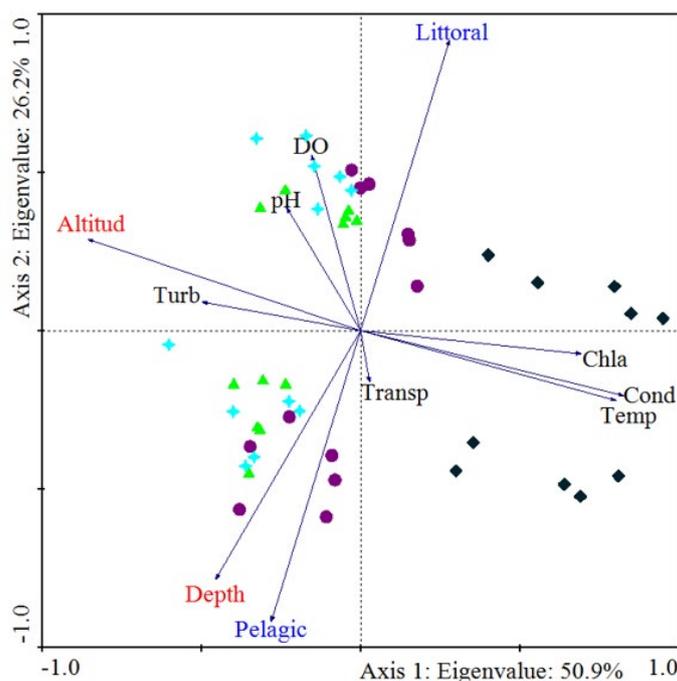


Fig.2. Biplot of Principal Component Analysis (PCA), results showing the association between water quality variables of the four study reservoirs. Seisa reservoir (◆), Mihtsab-Azmati reservoir (●), Mai-Dimu reservoir (▲) and Kalema reservoir (◆). The abbreviations in the PCA graph is: Altitud = altitude, Temp = temperature, cond = electrical conductivity, Turbidit, Turbidity, DO = dissolved oxygen, Chla = chlorophyll-a, Transp = water transparency).

A previous study in Funil reservoir by Francisco et al. (2011) reported higher mean values of pH during the wet season (8.6) and lower mean values during the dry season (7.2), with no significant seasonal differences, which agrees with the current finding. Shallow tropical reservoirs critically exhibit longitudinal gradients in turbidity, nutrient concentration, mixing depth, euphotic depth, with sufficient light for photosynthesis, flushing rates, chlorophyll concentration, plankton productivity, fish standing stocks, macrophytes abundance, benthic community structure and other limnological and biological variables. The highest pH was due to having much increased photosynthesis activity by phytoplankton than the respiratory activity (Atobatele and Ugwumba, 2008; Meesukko et al., 2007) and presence of high turbulence. However, low pH was recorded due to reduced photosynthetic activity (Rafique et al., 2002); the absence of rain (Atobatele and Ugwumba, 2008) and the decomposition of organic matter by microbial activity which was enhanced by high temperature, causing excessive production of carbon dioxide and reduced pH (Moundiotiya et al., 2004). According to Gupta and Gupta (2006), accumulation of free carbon dioxide due to little photosynthetic activities of phytoplankton (during rainy season) will lower pH values of waterbody while intense photosynthesis by phytoplankton (during dry season) will increase pH values. pH is a very important factor of water body for the fish culture as it controls the amount of soluble ions in the water. An acidic pH of water reduces the growth rate, metabolic rate and other physiological activities of fishes (Mollah et al., 2015), thus suggested that pH values varying from 6.5 to 9.0 as suitable for the normal growth of fishes.

Dissolved oxygen is one of the most important water quality parameters, and its correlation with water bodies provides direct and indirect information, e.g., bacterial activity, photosynthesis, availability of nutrients, and stratification (Premlata, 2009). A similar study by Thirupathaiiah et al. (2012) and Hussain et al. (2013) reported minimum and maximum values of dissolved oxygen (5.60 to 8.395 mg/l and 5.0 to 9.46 mg/l, respectively), which is a narrow range but higher value compared with the present finding. The variation in dissolved oxygen in different reservoirs may be due to the high metabolic rate of organisms and low atmospheric temperature. The mean dissolved oxygen in all reservoirs of the current finding was higher than previous finding (Zebib and Teame, 2017) with mean dissolved oxygen value (4.77 and 4.85 mg/l) but lower than Tadesse et al. (2015) reported higher average dissolved oxygen value 7.03 mg/l from five tropical small dams (Korrir, Laelay Wukro, Mai Nigus, Mai Sessea and Mai Seye dams) and Berihun and Dejenie (2012) reported 7.19 mg/l average dissolved oxygen value for Korrir and Laelay Wukro dams. Sources of dissolved oxygen in the aquatic environment include the atmosphere and photosynthesis. This depends on its solubility, while a loss of oxygen includes respiration, decay by aerobic bacteria and decomposition of dead decaying sediments (Gupta and Gupta, 2006).

In the present study, higher mean values of dissolved oxygen (5.37 mg/l and 6.73 mg/l) were

recorded in Kalema and Mai-Dimu reservoirs in the wet and dry-cold seasons, which is in agreement with previous findings by Francisco et al. (2011) in the Funil Reservoir. This may be due to the addition of varieties of biodegradable pollutants from domestic sewage, municipal wastes, run-off from agricultural land, etc, that stimulate the growth of microorganisms that consume dissolved oxygen from decomposition. Long days and intense sunlight seems to accelerate photosynthesis by phytoplankton, utilizing carbon dioxide and giving off oxygen, possibly for greater qualities of oxygen recorded during the dry season (Krishnamurthy, 1990). The dissolved oxygen concentration in the aquatic ecosystem is regulated by the process of diffusion of oxygen from the atmosphere, photosynthetic activity, respiration and decomposition of aquatic organisms (Mollah et al., 2015).

The mean water temperature of the study sites has showed spatial variation with 22.51 to 26.38 °C in Mihtsab Azmati, 21.08 to 23.84 °C in Mai-Dimu, 20.33 to 23.48 °C in Seisa and 26.92 to 28.25 °C in Kalema reservoirs, which is supported by Thirupathaiiah et al. (2012). The water temperature of the lower Manair reservoir of the Karimnagar district ranged from 24.75 °C to 28.5 °C in different seasons. The fluctuation in water temperature was high, which may be due to the low water level, high air temperature and clean atmosphere. The present finding was showed higher values compared to previous study by Zebib and Teame (2017) in Korrir (20.07 °C) and Laelay Wukro (21.98 °C) reservoirs. Berihun and Dejenie (2012) also found an 18.88 °C average temperature value for Korrir and Laelay Wukro reservoirs for one year of data, which is lower than the present finding. The variation in water temperature among the reservoirs might be depend on altitude because as altitude increases, water temperature decreases. Water temperature affects the activity, growth and reproduction of all organisms, including fish (Wetzel, 1983). In the present study, we found that there was a distinct seasonal pattern in water temperature, which was higher in the dry-hot season in most of the investigated reservoirs. The current finding was in disagreed with (Francisco et al., 2011). Senthil and Prabakaran (2012) reported that higher average temperatures were recorded during the wet season. However, in line with the present finding, Woldeab et al. (2018) reported higher water temperatures (22.49 to 25 °C) in the dry season from the Gilgel Gibe reservoir. Similar findings in the Eleyele reservoir (Olanrewaju et al., 2017), Ado-Ekiti reservoir (Idowu et al., 2013), Oyun reservoir (Mustapha, 2009) and Ero reservoir (Oso and Fagbuaro, 2008) also reported higher temperatures during the dry season. The low temperature observed during the rains could be due to high humidity and moderate or less sunlight in this period of the year.

Secchi disc depth is a good indicator of environmental health and ecological productivity. In the present study, spatiotemporal variation of secchi disc-water transparency was observed among reservoirs with higher mean value during the dry season. Zebib and Teame (2017) reported higher mean value of secchi disc-water transparency (29.55cm) in Laelay Wukro

reservoir. Secchi disc-water transparency in Gereb Awso reservoir (0.15m), in Tsinkanet reservoir (0.7m) and in Mai Gassa I reservoir (0.3m) were also reported by Teferi et al. (2013). In 32 reservoirs found in Tigray also reported a mean value of secchi disc-water transparency (0.46m) by Dejenie et al. (2008). However, all these previous findings were lower than the current finding with 69.88 cm and 207.25 cm mean value of secchi disc-water transparency in Kalema and Mihtsab-Azmati reservoirs, respectively. Therefore, these values reflect that the depth of light penetration is good in the present finding, which is worthy of a shallow reservoir as plankton grow, thus making food available to fish. The present finding agrees with similar previous findings of Syarifah et al. (2018) in the Sembrong reservoir, Olanrewaju et al. (2017) in the Eleyele reservoir, Francisco et al. (2011) in the Funil reservoir and Thirupathaiyah et al. (2012) in the lower Manair reservoir. This seasonal variation was due to erosion from the upper catchment that created a sediment load on reservoirs because most of the catchment of the reservoirs was not well protected. The main reason for lower Secchi disc-water transparency in the wet season may be due to high concentrations of dissolved and particulate substances (eroded soils and nutrients) that were transported from the surrounding catchment into the reservoir after rainfall reduced light transmission and water clarity. On the other hand, Khan and Chowdhury (1994) reported that higher water transparency occurred during the dry season, which may be due to the absence of rain, runoff and flood water as well as the gradual settling of suspended particles.

We found that there was a distinct seasonal pattern with a higher mean value of electrical conductivity in the dry-cold and dry-hot seasons. This difference may be due to the difference in geological characteristics of these watersheds. Similar findings were also reported by Woldeab et al. (2018) in the Gilgel Gibe reservoir, Fasil et al. (2011) in Koka reservoir but highly lower than the previous finding of Tessema et al. (2014) (569 $\mu\text{S}/\text{cm}$) in the Tendaho. During the dry season, the increased concentration of electrical conductivity may be associated with evaporation and the absence of a dilution effect, while the lower values during the wet season are hypothesized to be due to the effect of dilution arising from the tributaries. The higher conductivity values measured during the dry season in the sampling period, indicating the apparent correlation between conductivity and water level.

Turbidity is a measure of how particles suspended in water affect water clarity. Turbidity results in a decrease in the intensity of light that passes through cloudiness or turbidity water due to light, absorption, and reflection of light, it also increases sharply during and after rainfall, which causes sediment to be carried into the water body (Higham et al., 2015). In the present finding, higher values of turbidity were recorded during the wet season and pelagic habitat in the studied reservoirs, and Mai-Dimu reservoir had the highest mean turbidity value of 5.03 NTU compared with the others. This finding is in line with previous research reports in Ajiwa reservoir Usman et al. (2017), Tono reservoir Akongyuure and Alhassan (2021), Gilgel Gibe

reservoir Woldeab et al. (2018). This might be because the watershed of the reservoirs is surrounded by agricultural farmlands and eroded silt particles by floods. Similar findings by Dagaonkar and Saksena (1992), Thirupathaiyah et al. (2012) and Garg et al. (2006b) have also reported that high turbidity during the rainy season may be due to higher incoming flows or run-offs which cause re-suspension of dissolved materials. During the rainy season, silt, clay and other suspended particles contribute to the turbidity values, while during the dry season, the settlement of silt and clay results in low turbidity. Turbidity is also able to increase the water temperature because the particles in the water to the surface absorb more heat. These factors lead to the reduction of dissolved oxygen (Léziart et al., 2019). Turbidity measurement is an important test when trying to determine water quality.

Chlorophyll is a measure of the number of algae growing in a water body and is also used to classify the trophic condition of a water body. During the study period temporal variation in chlorophyll-*a* concentration was observed among the reservoirs with highest mean value (130.34 $\mu\text{g}/\text{l}$) recorded in Kalema reservoir. Teferi et al. (2013) also reported highest mean value of chlorophyll-*a* (65.64 $\mu\text{g}/\text{l}$) in Tsinkanet reservoir which is lower than the current finding. Dejenie et al. (2008) also reported similar finding in the 32 reservoirs in Tigray. Largest concentrations of chlorophyll-*a* in the transition zone can be due to the theoretical relationship between light and phosphorous, with a higher concentration in this area, increasing the primary productivity. In this relationship, the possibility of resuspension of forms of phosphorus trapped in the sediment that, associated with light availability, may cause elevated concentrations of chlorophyll-*a* and phytoplankton in the shoreline of reservoirs.

Moreover, the present study also analyzed the correlation coefficient (r) between every water quality parameter pair computed by taking the average values of the studied sites. Accordingly, pH with water temperature, turbidity, Secchi disc-water transparency and dissolved oxygen has been found to show positive correlations. The present finding disagrees with similar previous findings by Thirupathaiyah et al. (2012); Atique and Kwang-Guk (2019) also reported a negative correlation between pH and dissolved oxygen, which is different from the present finding. However, a positive correlation of pH with electrical conductivity, pH with chlorophyll-*a* and dissolved oxygen with chlorophyll-*a* was also reported, which disagrees with the present finding. As indicated, the negative correlation of dissolved oxygen with numerous other water quality parameters (water temperature, electrical conductivity and chlorophyll-*a*) in the present study revealed the persistence of organic pollution in reservoirs, which can be reflected as one of the main roots of chemical, ecological, and environmental degradation. The present finding reported a highly significant positive relationship between water temperature and Secchi disc-water transparency and was in line with previous findings from the Awab reservoir by Anago et al. (2013). This could be possible because light heats the surface of the water before penetrating into other depths.

Negative correlation between turbidity and chlorophyll-*a* was observed during the present finding. This is agreed with the finding of Bacroume et al. (2015) studied in the Mansour Eddahbi reservoir, Morocco. This might be due to high water depth because in present finding the minimum average depth of the reservoirs is above ten meter. This means the fish species found in the reservoirs is less impact of increase turbidity by re-suspended the bottom layer. The reservoirs were newly established and less effect of agricultural activity so they are not affected by algal bloom. Alternatively, the turbidity has a negative effect on algal photosynthesis. It influences the degree of light penetration in the water column; also the turbidity adsorbs phosphates (nutrient) by silt (Zhang et al., 2010). This may explain the interaction of the turbidity and chlorophyll-*a*. However, Dejenie et al. (2008) reported positive correlation between chlorophyll-*a* and turbidity which was conducted in 32 manmade tropical highland reservoirs.

The maximum depths of the reservoirs were 11 meter which much shallow compared with the presently studied reservoirs. Often, water quality in such reservoirs is poor and is characterized by high nutrient levels, high turbidity and phytoplankton blooms. In addition the dominance Garra in the reservoirs can potentially have an impact on important ecosystem characteristics of the reservoirs (water transparency, nutrient availability, phytoplankton primary productivity).

5. Conclusion and Recommendations

This study persuasively contributes to assessing spatiotemporal water quality dynamics to provide valuable insight into the general health status of the selected young reservoirs. The physicochemical parameters of Mihtsab Azmati, Mai-Dimu, Seisa and Kalema reservoirs showed distinct temporal and spatial variations throughout the study period. Most physicochemical water quality variables (pH, dissolved oxygen, electrical conductivity and chlorophyll-*a*) were also spatially higher in the littoral site. pH was significantly positively correlated with water transparency, turbidity and temperature. However, dissolved oxygen showed a negative correlation with transparency, turbidity, temperature, chlorophyll-*a* and electrical conductivity. Turbidity also had a significantly negative correlation with water transparency and temperature. In this study, we tried to analyze some physicochemical water quality variables, but further detailed studies that include total phosphorus, total nitrogen, etc., are needed to suggest the trophic conditions of the reservoirs.

Acknowledgements

This research was financially supported by the Norwegian ICP IV (MU-HU-NMBU) project, Mekelle University and Aksum University. We also thank the aquatic ecology research team of the Biology Department of Mekelle University for logistical support and for their assistance in both field and laboratory

work. Finally, we would like to thank all the individuals in all research sites for their valuable support during data collection.

Funding declaration

This research was receiving grants from different funding organizations such as NORAD IV (MU-NMBU) project, Mekelle University and Aksum University.

Data availability declaration

We declare that whatever data have been used in the manuscript will remain intact. These data can be made available to anyone who desires to see them from the corresponding author on request.

Competing interest declaration

The authors declare that they have no competing interests.

Authors' contribution

Kalayu Mesn, Mekonen Teferi, Tsehaye Asmelash and Tsegazebe Hadush collected the field data. Tsehaye Asmelash prepared the tables and figures. Tsegazebe Hadush and Mekonen Teferi analyzed the collected data. All authors' interpreted the results, wrote the document and approved the final manuscript.

References

- Akongyuure D.N., Alhassan E.H. 2021. Variation of water quality parameters and correlation among them and fish catch per unit effort of the Tono Reservoir in Northern Ghana. *Journal of Freshwater Ecology* 36(1): 253–269.
- Anago I.J., Esenowo I.K., Ugwumba A.A.A. 2013. The physico-chemistry and plankton diversity of Awba Reservoir University of Ibadan, Ibadan Nigeria. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences* 5(11): 638–644.
- Asmelash T., Dejenie T., Declerck S. et al. 2007. Ecological atlas of reservoirs in Tigray, Northern Ethiopia. *Tigray Livelihood Papers No. 4, VLIR–Mekelle University IUC Programme*.
- Atique U., Kwang-Guk A. 2019. Reservoir Water Quality Assessment Based on Chemical Parameters and the Chlorophyll Dynamics in Relation to Nutrient Regime. *Polish Journal of Environmental Studies* 28(3): 1–19.
- Atobatele O.E., Ugwumba O.A. 2008. Seasonal variation in the physicochemistry of a small tropical reservoir (Aiba Reservoir, Iwo, Osun, Nigeria). *African Journal of Biotechnology* 7(12): 1962–1971.
- Bacroume S., Garras S., Barcha S.E. et al. 2015. Chlorophyll (*a*) and turbidity relationships with environmental variables in the Mansour Eddahbi lake reservoir (Ouarzazate, Morocco). *Journal of Material and Environmental Science* 6(10): 2771–2777.
- Beguín H. 1979. Méthodes d'analyse géographique quantitative.
- Berihun A., Dejenie T. 2012. Population Dynamics and Condition Factor of *Oreochromis niloticus* L. in Two Tropical Small Dams, Tigray (Northern Ethiopia). *Journal of Agricultural Science and Technology* 2(10): 1062.

- Carr G.M., Neary J. P. 2008. Water quality for ecosystem and human health. UNEP/Earthprint.
- Central Statistical Authority (CSA). 2006. Central Statistical Authority Annual report, Addis Ababa, Ethiopia.
- Chapman D.V. 1996. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. CRC Press.
- Dagaonkar A., Saksena D.N. 1992. Physico-chemical and biological characterization of a temple tank Kailasagar, Gwalior, Madhya Pradesh. *J. Hydrobiol* 8(1): 11–19.
- Dejenie T., Asmelash T., De Meester L. et al. 2008. Limnological and ecological characteristics of tropical highland reservoirs in Tigray, Northern Ethiopia. *Hydrobiologia* 610: 193–209.
- Duncan A., Kubečka J. 1995. Land/water ecotone effects in reservoirs on the fish fauna. *Hydrobiologia* 303: 11–30.
- Fasil D., Kibru T., Gashaw T. et al. 2011. Some limnological aspects of Koka reservoir, a shallow tropical artificial lake, Ethiopia. *Journal of Recent Trends Bioscience* 1: 94–100.
- Francisco G.A., Marcia C.C.A., Maria N.L.F. 2011. Seasonal changes and spatial variation in the water quality of a eutrophic tropical reservoir determined by the inflowing river. *Lake and Management* 27: 343–354.
- Garg R.K., Saksena D.N., Rao R.J. 2006. Assessment of physico-chemical water quality of Harsi Reservoir, district Gwalior, Madhya Pradesh. *Journal of Ecophysiology and occupational Health* 6(1): 33–40.
- Geneviève M., James C., Neary P. 2008. United Nations Environment Programme, Global Environment Monitoring System/Water Programme.
- Gupta S.K., Gupta P.C. 2006. General and applied ichthyology: fish and fisheries. S. Chand.
- Haregeweyn N., Poesen J., Nyssen J. et al. 2006. Reservoirs in Tigray (Northern Ethiopia): characteristics and sediment deposition problems. *Land degradation & development* 17(2): 211–230.
- Harper D.M. 1999. The ecological bases for lake and reservoir management (Vol. 136). Springer Science & Business Media.
- Higham T.E., Stewart W.J., Wainwright P.C. 2015. Turbulence, temperature, and turbidity: the ecomechanics of predator–prey interactions in fishes. *Integrative and comparative biology* 55(1): 6–20.
- Hussain A.L.T.A.F., Sulehria A.Q., Ejaz M.U.H.A. et al. 2013. Monthly variations in physicochemical parameters of a flood plain reservoir on River Ravi near Balloki Headworks (Pakistan). *Biologia* 59: 371–377.
- Idowu E.O., Ugwumba A.A.A., Edward J.B. et al. 2013. Study of the seasonal variation in the physico-chemical parameters of a tropical reservoir. *Greener Journal of Physical Sciences* 3(4): 142–148.
- Kalff J. 2002. *Limnology: inland water ecosystems* (Vol. 592). New Jersey: Prentice Hall.
- Khan M.A.G., Chowdhury S.H. 1994. Physical and chemical limnology of lake Kaptai, Bangladesh. *Tropical Ecology* 35(1): 35–51.
- Krishnamurthy R. 1990. Hydrobiological studies of Wohar reservoir Aurangabad (Maharashtra State) India. *Journal of Environmental Biology* 11 (3): 335–343.
- Léziart T., Dutheil de la Rochere P.M., Cheswick R. et al. 2019. Effect of turbidity on water disinfection by chlorination with the emphasis on humic acids and chalk. *Environmental technology* 40(13): 1734–1743.
- Meesukko C., Gajaseni N., Peerapornpisa Y.L. et al. 2007. Relationships between seasonal variation and phytoplankton dynamics in Kaeng Krachan Reservoir, Phetchaburi Province, Thailand. *Tropical Natural History* 7(2): 131–143.
- Mollah M.F.A., Moniruzzaman M., Rahman M.M. 2015. Effects of stocking densities on growth and survival of Thai Sharpunti (*Barbonymus gonionotus*) in earthen ponds. *Journal of the Bangladesh Agricultural University* 9(2): 327–338.
- Moundiotiya K., Sisodia R., Kulshreshtha M. et al. 2004. A case study of the Jamwa Ramgarh wetland with special reference to physico-chemical properties of water and its environs. *Journal of Environmental Hydrology* 12: 1–7.
- Mustapha M.K. 2009. Limnology and fish assemblages of Oyun reservoir. Doctoral dissertation, University of Ilorin, Offa, Nigeria.
- Nancy D. 2009. Florida Keys National Marine Sanctuary. Water Quality: Frequently Asked Question: 1–2.
- Nyssen J., Vandenberg H., Poesen J. et al. 2005. Rainfall erosivity and variability in the Northern Ethiopian Highlands. *Journal of Hydrology* 311(1–4): 172–187.
- Olanrewaju A.N., Ajani E.K., Kareem O.K. 2017. Physico-chemical status of Eleyele reservoir, Ibadan, Nigeria. *J Aquac Res Development* 8(9): 512.
- Oso J.A., Fagbunoro O. 2008. An assessment of the physico-chemical properties of a tropical reservoir, Southwestern, Nigeria. *Journal of Fisheries International* 3(2): 42–45.
- Patil P.N., Sawant D.V., Deshmukh R.N. 2012. Physico-chemical parameters for testing of water—A review. *International journal of environmental sciences* 3(3): 1194–1207.
- Premlata Vikal P.V. 2009. Multivariate analysis of drinking water quality parameters of lake Pichhola in Udaipur, India.
- Quinn G.P., Keough M.J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge university press.
- Rafique R.M., Mahboob S.H.A., Ahmad M.S.S. et al. 2002. Seasonal limnological variations in Mangla Reservoir at Sukhian, Mirpur (Azad Kashmir). *International Journal of Agriculture and Biology* 4(2): 223–226.
- Reynolds C.S. 2006. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Senthil M.A., Prabaharan C. 2012. Fish Diversity In Relation To Physico-Chemical Characteristics of Kamala Basin of Darbhanga District, Bihar, India. *International Journal of Pharmaceutical & Biological Archives* 3(1): 211–217.
- Sheela A.M., Letha J., Joseph S. et al. 2012. Water quality assessment of a tropical coastal lake system using multivariate cluster, principal component and factor analysis. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 17(2): 143–159.
- Syarifah I.N.S.H., Siti H.A.T., Muhammad S.A. 2018. Spatial and Temporal Variations of Water Quality and Trophic Status in Sembong reservoir, Johor. *E3S Web of Conferences* 34: 02015.
- Tadesse Dejenie T.D., Atakilt Berihun A.B., Solomon Kiros S.K. et al. 2015. Yield and condition factor of *Oreochromis niloticus* L. in tropical small dams, Tigray, northern Ethiopia.
- Teferi M., Declerck S.A., De Bie T. et al. 2013. The ecology of the riverine Garra species (Teleostei, Cypriniformes) in reservoirs of the semi-arid highlands of northern Ethiopia: temporal dynamics of feeding activity. *Inland Waters* 3(3): 331–340.
- Teferi M., Declerck S.A., De Bie T. et al. 2014. Strong effects of occasional drying on subsequent water clarity and cyanobacterial blooms in cool tropical reservoirs. *Freshwater biology* 59(4): 870–884.
- Tessema A., Mohammed A., Birhanu T. et al. 2014. Assessment of physico-chemical water quality of Bira dam, Bati Wereda, Amhara region, Ethiopia.
- Thirupathaiiah M., Samatha C.H., Sammaiah C. 2012. Analysis of water quality using physico-chemical parameters in lower manair reservoir of Karimnagar district, Andhra Pradesh. *International Journal of Environmental Sciences* 3(1): 172–180.

Tigray water resources, mines and energy bureau. 2017. Department of water supply and irrigation development study and design.

Trenberth K.E., Smith L., Qian T. et al. 2007. Estimates of the global water budget and its annual cycle using observational and model data. *Journal of Hydrometeorology* 8(4): 758–769.

Usman L.U., Namadi S., Nafiu S.A. 2017. Effects of physico-chemical parameters on the composition and abundance of phytoplankton in Ajiwa Reservoir Katsina State, north western Nigeria. *Bayero Journal of Pure and Applied Sciences* 10(2): 16–24.

Venkatesharaju K., Somashekar R.K., Prakash K.L. 2010. Study of seasonal and spatial variation in surface water quality of Cauvery river stretch in Karnataka. *J. Ecol. Nat. Environ* 2(1): 1–9.

Wetzel R.G. 1983. *Limnology*. 2nd Edition. New York: Saunders College Publishing.

Woldeab B., Beyene A., Ambelu A. et al. 2018. Seasonal and spatial variation of reservoir water quality in the southwest of Ethiopia. *Environmental monitoring and assessment* 190: 1–13.

Zebib H., Teame T. 2017. Assessment of monthly physico-chemical properties and fish yields of two micro dams of Tigray Region, Northern Ethiopia. *International Journal of Fisheries and Aquaculture* 9(9): 92–97.

Zhang J.L., Zheng B.H., Liu L.S. et al. 2010. Seasonal variation of phytoplankton in the DaNing River and its relationships with environmental factors after impounding of the Three Gorges Reservoir: a four-year study. *Procedia Environmental Sciences* 2: 1479–1490.

Primary production and consumption of organic matter by zooplankton in the Curonian Lagoon during the period of water de-eutrophication

Original Article

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGYAleksandrov S.V.^{1*}, Semenova A.S.^{2,3}¹ Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, 36 Nakhimovskiy prospekt, Moscow, 117997, Russia² Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography, Atlantic Branch ("AtlantNIRO"), 5, Dm. Donskogo St., Kaliningrad, 239029, Russia³ Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences, 109, Borok, Yaroslavl Oblast, 152742, Russia

ABSTRACT. The Curonian Lagoon is a waterbody with intensive development of freshwater phytoplankton and zooplankton species. The article considers the features of long-term dynamics of chlorophyll, phytoplankton production, structure, abundance, biomass, and ration of zooplankton. Cyanobacteria and diatoms dominate in phytoplankton, while crustaceans (Cladocera by biomass) predominate in zooplankton, among which filter feeders predominate (80-90%). Since 2019, there has been no "hyperbloom" of water, the abundance (chlorophyll) and primary production of phytoplankton have significantly decreased, as a result of which the trophic status of the lagoon has lessened to the eutrophic level. The amount of organic matter formed by phytoplankton was ~1000 kcal/(m³·year). The cessation of water "hyperbloom" and a sharp decrease in phytoplankton abundance led to a comparable decrease in the biomass and ration of zooplankton in 2019. In subsequent years (2020-2022), an increase in the biomass and ration of zooplankton was observed, which may have been the result of adaptation to changes in the structure and productivity of phytoplankton and zooplankton. A significant increase in ration, along with the intensive development of large-sized cladocerans, characterizes the effective use of phytoplankton production (up to 60-90%) after cessation of water "hyperblooms".

Keywords: primary production, chlorophyll, water blooms, zooplankton, ration, trophic status

For citation: Aleksandrov S.V., Semenova A.S. Primary production and consumption of organic matter by zooplankton in the Curonian Lagoon during the period of water de-eutrophication // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - P. 1140-1157. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1140

1. Introduction

Primary production is the basis for subsequent stages of bioproductivity, and phytoplankton makes the greatest contribution to it, especially in highly eutrophic water bodies. Quantitative studies of the intensity of production processes, primarily the primary production of plankton, served as the "main axis" around which the modern system of the trophic typology of the water bodies began to be built. Zooplankton is the most important consumer of organic matter produced by phytoplankton, the role of which can vary depending on the trophic level of the water body and the composition of the plankton. A decrease in the external and internal nutrient load can determine the level of primary production of phytoplankton and subsequent changes in the food web, which makes it relevant to study the functioning of zooplankton during the period of deeutrophication of waters.

The Curonian Lagoon is a large, shallow lagoon (area 1584 km², volume 6.2 km³, depth 3.8 m), which is separated from the sea by a narrow sandy spit (Curonian Spit). Due to the significant runoff of the Neman River and a small influx of brackish waters from the Baltic Sea, the water in most of the water area is fresh (~0.2‰), and only at the sea strait does the salinity reach 2-3‰, so the lagoon can be classified as a freshwater body. The catchment area is located in densely populated areas, mainly Belarus and Lithuania, and for a long period, large volumes of nutrients entered the lagoon annually (Vybernaite-Lubiene et al., 2018), which led to significant eutrophication of the waters. As a result, highly productive freshwater communities of planktonic and benthic organisms, characteristic of eutrophic waters, were formed in the lagoon ecosystem (Olenina, 1998; Naumenko, 2009; Dmitrieva and Semenova, 2011). The consequence of water eutro-

*Corresponding author.

E-mail address: hydrobio@mail.ru (S.V. Aleksandrov)

Received: August 08, 2025; **Accepted:** September 28, 2025;

Available online: October 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



phication over the past decades was the summer-autumn (from June-July to September-October) intensive development of Cyanobacteria, reaching the level of "hyperbloom" of water (Aleksandrov and Smirnova, 2023; Dmitrieva et al., 2024; Vaičiūtė et al., 2021). The abundance (biomass and chlorophyll *a*) and primary production of phytoplankton in the Curonian Lagoon corresponded to the hypertrophic status (Aleksandrov and Gorbunova, 2012; Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). A decrease in external nutrient load occurred in the 1990s–2010s, primarily for phosphorus (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). Assessments of the productivity and trophic status of the Curonian Lagoon cover the period up to 2015, but studies in recent years have shown that after 2018 there was a sharp decrease in the abundance of phytoplankton and water blooms as a result of changes in hydrochemical conditions in the Curonian Lagoon (Aleksandrov, 2025; Dmitrieva et al., 2024). This may result in a decrease in the biological productivity of waters and changes in the trophic web of the lagoon ecosystem.

The aim of the work was to obtain modern characteristics of the abundance (chlorophyll) and production of phytoplankton simultaneously with the structure, abundance and ration of zooplankton for comprehensive assessment of the production of organic matter and the efficiency of its use in the plankton of the Curonian Lagoon.

2. Materials and methods

The studies were carried out in open area at 6-10 standard stations located in the southern and on the border with the northern part of the Curonian Lagoon within the Russian waters (Fig. 1). Samples were collected from March/April to October/November. During the period 2020-2022, 5-9 surveys were carried out annually, covering all seasons. In 2019, only 2 full surveys were carried out (July, August), therefore, for other seasons (March-November), data from 7 observations at 1 station near the Curonian Spit were additionally used.

Primary production of phytoplankton were measured using the oxygen modification of the light-and-dark bottle technique at 4 horizons of the photic zone, according to (Aleksandrov, 2010; Methods..., 2024). The data obtained by the oxygen method were converted to carbon units using the coefficient 3.15 mg O₂/mg C (Methodological..., 1981). For conversion to energy units, 1g of phytoplankton carbon was accepted equal to 10.7 kcal (Boulion, 1994).

Water samples for chlorophyll *a* were collected at 3 horizons (surface, boundary of the photic zone, bottom (~3.5-4.5 m) and determined by the extraction spectrophotometric method based on the standard technique and equations (Jeffrey and Humphrey, 1975).

Zooplankton samples were collected with Niskin bathometer (volume 5 l) at 3 horizons (surface, middle, bottom) and washed onto a sieve gas no. 70 (68 μm) to obtain an integral sample for each station. Zooplankton biomass was calculated based on the size structure and abundance, the ration - as the sum of produc-



Fig.1. Map of sampling stations in the Curonian Lagoon.

tion, expenditure on metabolism and undigested food for each size group (Monakov, 1998; Semenova and Aleksandrov, 2009). According to the type of feeding, zooplankton was divided into filter feeders, predators and species with mixed nutrition. The feeding of species with mixed type of feeding was distributed equally between filter feeders and predators. It was assumed that assimilation efficiency for herbivorous zooplankton was 60%, for predatory zooplankton - 80%, half of the ration of omnivorous copepod species at stages IV-VI was supplied by plant food, and the other half by animal food, the ration of nauplius and I-III copepodite stages consisted only of plant food. When calculating the production for Cladocera $K_2=0.68$, for Copepoda $K_2=0.25$, Rotifera $K_2=0.45$. When calculating the metabolic rate, an oxycaloric coefficient of 4.86 cal/mlO was used (Methodological..., 1984; Methods..., 2024; Ivanova, 1985; Monakov, 1998; Semenova and Aleksandrov, 2009).

Taking into account the shallow depth of the Curonian Lagoon (average 3.8 m) and the mixing of water with plankton to the bottom, the averaged data for the water column (in m³) on chlorophyll *a* and zooplankton were used. The averaged values for each survey of the studied indicators were applied for the analysis, taking into account the location of the stations in the southern part of the Curonian Lagoon, with weakly spatial differences in environmental conditions.

Primary production during the ice-free period was estimated by the numerical integration method and taken as annual, since under-ice photosynthesis is almost absent. The average annual values of chlorophyll and primary production, abundance, biomass and ration of zooplankton were calculated taking into account the duration of the ice-free period in the Curonian Lagoon (250-365 days in different years).

3. Results and discussion

3.1. Abundance (chlorophyll) and production of phytoplankton and trophic state of waters

The Curonian Lagoon is a closed-type lagoon and is one of the most highly eutrophic water bodies in temperate latitudes, where intensive water blooms were observed over a long period of research (from the 1980s to the 2010s). The maximum development of phytoplankton, corresponding to the highest concentrations of chlorophyll *a*, occurs in the summer and autumn (July-October), when freshwater species of cyanobacteria dominate (*Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komarek, *Microcystis aeruginosa* (Kutzing) Kutzing, *Limnothrix redekei* (Goor) Meffert and other species), as well as diatoms (Olenina, 1998; Pilkaitytė and Razinkovas, 2006; Aleksandrov and Dmitrieva, 2006; Dmitrieva and Semenova, 2011; Dmitrieva et al., 2024).

"Hyperbloom" of waters (chlorophyll *a* > 100 mg/m³) was observed during the summer (July-September) almost every year in the 1990s - 2010s (Aleksandrov et al., 2018; Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023;). The last "hyperbloom" of water was observed in 2018 (Vaičiūtė et al., 2021). A consequence of such intensive development of phytoplankton was very high primary production, which varied from 373 to 668 g C/(m²·year) according to published data for the period 2001-2015. There was a trend towards an increase in primary production from 487 to 555 gC/(m²·year) on average for 2001-2005 and 2011-2015 (Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). Primary production, as well as the abundance of phytoplankton (chlorophyll *a*) corresponded to the maximum values in aquatic ecosystems and characterized the Curonian Lagoon as hypertrophic water body.

Significant changes in phytoplankton abundance and algae bloom intensity occurred in 2019–2022, when hyperblooms ceased to be observed in summer and autumn (chlorophyll *a* < 50–70 mg/m³). The average chlorophyll *a* values for the ice-free period sharply decreased to 25–37 mg/m³ (Table 1; Fig. 2). There are no published data on phytoplankton in the open waters of the lagoon for this period, although observations in the coastal zone show that the intensity of cyanobacteria development decreased significantly in 2019-2021 (Dmitrieva et al., 2024). The decrease in phytoplankton abundance was due to a significant change in hydrochemical conditions in summer (decrease in phosphorus

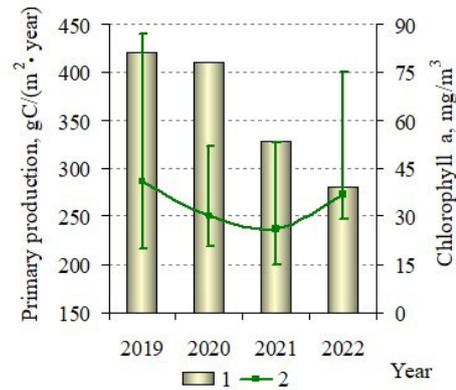


Fig.2. Primary production (1) and chlorophyll *a* (2) (average for the ice-free period and the range of variability for individual months of observations).

concentrations by 2-3 times, N:P from <16 to ~30-50), which were not optimal for cyanobacteria (Aleksandrov, 2025). Such changes were probably the result of a multiple decrease in the external nutrient load of phosphorus in the 1990s-2010s (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). As a result, the concentration of chlorophyll *a* during the ice-free period in 2019-2022 (34 mg/m³) decreased almost twice compared to the previous period (59 mg/m³ in 2015-2018). The observed values were borderline between the eutrophic and hypertrophic states (conditional boundary of 25-35 mg/m³ on average during the ice-free period, 75-100 mg/m³ maximum) (Hakanson and Boulion, 2001; OECD, 1982).

After the cessation of the "hyperbloom" of waters, the primary production of phytoplankton in 2019-2020 was initially quite high (~400 gC/(m²·year)), which corresponded to the minimum level observed previously (2000-2015) (Aleksandrov and Gorbunova, 2012; Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). It significantly decreased by 20-30% (to ~300 gC/(m²·year)) in the following years (2021-2022) (Table 1; Fig. 2). According to the classifications of lakes, lagoons and estuaries (Hakanson and Boulion, 2001; Wasmund et al., 2001), the primary production of phytoplankton in 2019-2020 decreased to the borderline level between the eutrophic and hypertrophic state (conditional boundary ~400-450 gC/(m²·year)), and in recent years (2021-2022) corresponded to the eutrophic state. Such a significant decrease in primary production and phytoplankton abundance (chlorophyll *a*) can be characterized as de-eutrophication of the waters of the Curonian Lagoon ecosystem.

Table 1. Indicators of phytoplankton and zooplankton development in the Curonian Lagoon during the ice-free period

Indicator	Year of research			
	2019	2020	2021	2022
Primary production, gC/(m ² ·year)	420	410	329	280
Primary production, kcal/(m ² ·year)	1183	1154	926	788
Chlorophyll <i>a</i> , mg/m ³	41	30	26	37
Abundance of zooplankton, thousand ind./m ³	375	314	189	356
Biomass of zooplankton, g/m ³	1,14	2,31	5,10	5,87
Ration of zooplankton filter feeders, kcal/(m ³ ·year)	132	311	588	732
Ration of zooplankton filter feeders, kcal/(m ³ ·day)	0,43	0,85	2,15	2,13
Primary production / ration of zooplankton filter feeders, %	11,2	26,9	63,5	92,9

The consequence of such changes was a significant decrease in the amount of organic matter produced by phytoplankton that could enter the food web of the lagoon ecosystem. An average of ~ 1200 kcal/(m³·year) was produced per unit volume (m³) of the Curonian Lagoon (taking into account the average depth of 3.8 m) in 2019-2020 and it significantly decreased to ~ 800 -900 kcal/(m³·year) in 2021-2022 (Table 1; Fig. 2).

3.2. Abundance and biomass of zooplankton

Hydrological conditions and the high bioproductivity of the lagoon ecosystem determine the species composition and the main structural and functional characteristics of the zooplankton in the Curonian Lagoon, which are typical for freshwater eutrophic water bodies (Naumenko, 2009; Dmitrieva and Semenova, 2011; Dmitrieva et al., 2024). Freshwater species dominate in the Curonian Lagoon. Zooplankton consisted of 58 species, half of which were Rotifera, and Cladocera and Copepoda were approximately in equal proportions (15 and 17 species) in the period 2019-2022. Twelve species dominated by biomass in different months, including 5 species of Cladocera and 4 species of Copepoda (Table 2). Among them, *Daphnia galeata*, *Eudiaptomus graciloides* and *Mesocyclops leuckarti* could be present in the complex of dominant species in all months from April to October. Other species of Cladocera (*Bosmina coregoni thersites*, *Chydorus sphaericus*, *Diaphanosoma mongolianum*, *Leptodora kindtii*) developed intensively in the warm period (July-September), while rotifers and the copepod *Cyclops kolensis* could form a large share of the biomass in spring and autumn. In the seasonal dynamics of zooplankton development, Rotifera formed the basis of the abundance in spring and autumn, while Cladocera and Copepoda dominated in summer. The biomass was mainly formed by Cladocera

(*Daphnia galeata*, *Chydorus sphaericus*, *Diaphanosoma mongolianum* and others) typical of eutrophic water bodies, which make up 70-90% of the zooplankton biomass in summer and autumn, and Copepoda (*Cyclops kolensis*, *Mesocyclops leuckarti*) dominated only at the beginning of spring (March-April).

There is interannual variability in the complex of dominant species in terms of abundance and biomass. In 2019, the largest proportion of the abundance (33%) was made up of rotifers *Keratella cochlearis*, the proportion of which decreased in subsequent years, to minimum in 2022 (8%). The dominant rotifer species accounted for $\sim 60\%$ of the average annual abundance of zooplankton in 2019-2020, while in 2021-2022 this value decreased to $\sim 30\%$. On the contrary, the proportion of copepods *Mesocyclops leuckarti* increased significantly (from 8-10 to 17%) in 2021 and *Cyclops kolensis* (from 1-4 to 13%) in 2022 (Fig. 3a).

The most significant change in the zooplankton community structure was a sharp decrease in the abundance of the cladocera *Daphnia galeata* in 2019, which usually dominates the Curonian Lagoon. *Daphnia* was abundant only in May 2019, and was practically absent from June to October 2019 (0-4% of biomass), whereas in 2020-2022 it could form up to 70-90% of the zooplankton biomass during these months. Its biomass on average for 2019 amounted to only 0.13 g/m³ or 8% of the zooplankton biomass, in 2020 it increased by an order of magnitude (1.62 g/m³ and 49%), reaching maximum in 2022 (4.76 g/m³ or 44%). With low biomass of *Daphnia galeata* and Cladocera in general in 2019, a significant share of the zooplankton biomass in 2019 was formed by copepods *Eudiaptomus graciloides* (25%) and *Mesocyclops leuckarti* (18%), the proportion of which decreased by 2-3 times in subsequent years (Fig. 3b). In 2022, along with *Daphnia galeata*, the abundance of other cladocerans increased significantly - *Bosmina coregoni thersites* (from 0.01-0.18 g/m³,

Table 2. The dominant zooplankton species (by biomass) in the Curonian Lagoon in 2019-2022.

Taxonomic group / species	Month						
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Cladocera							
<i>Bosmina coregoni thersites</i> Baird, 1857				+	+	+	+
<i>Chydorus sphaericus</i> O.F. Müller, 1776				+	+		
<i>Daphnia galeata</i> Sars, 1863	+	+	+	+	+	+	+
<i>Diaphanosoma mongolianum</i> Ueno, 1938				+	+		
<i>Leptodora kindtii</i> Focke, 1844				+	+	+	
Copepoda							
<i>Acanthocyclops</i> sp. Kiefer, 1927					+		
<i>Cyclops kolensis</i> Lilljeborg, 1901	+	+					+
<i>Eudiaptomus graciloides</i> Lilljeborg, 1888	+	+	+	+	+	+	+
<i>Mesocyclops leuckarti</i> Claus, 1857	+	+	+	+	+	+	+
Rotifera							
<i>Asplanchna herricki</i> de Guerne, 1888						+	
<i>Keratella quadrata</i> Müller, 1786	+	+					
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	+						

1-5% in 2019-2021 to 0.96 g/m³ and 10%) and *Diaphanosoma mongolianum* (from 0.09-0.22 g/m³ and 3-8% in 2019-2021 to 0.99 g/m³ and 10%). In addition, an intensive development of the large rotifer *Asplanchna herricki* (1.07 g/m³ or 11%) was noted, which was practically absent in previous years. Thus, significant differences were observed in the studied period between 2019, when rotifers dominated the zooplankton abundance and copepods in the biomass, and 2022, when the proportion of rotifers decreased in abundance and the abundance of cladocerans increased significantly.

The species with the filtration type of feeding prevailed in abundance and biomass of zooplankton (90% and 78% on average for 2019-2022). The main dominant species with filter feeding type were *Daphnia galeata*, as well as *Chydorus sphaericus*, *Diaphanosoma mongolianum* and *Eudiaptomus graciloides*. The second most important group were species with a mixed feeding (9 and 19% on average for 2019-2022), and predators accounted for <1% in abundance and 3% in biomass. Among the species with a mixed feeding, *Mesocyclops leuckarti* prevailed. The most abundant predatory species was *Leptodora kindtii*. When the abundance of the dominant filter-feeding species *Daphnia galeata* decreased sharply in 2019, the proportion of species with mixed feeding increased in zooplankton (up to 36% by biomass), primarily due to the large species *Mesocyclops leuckarti*, which then formed 18% of the biomass. The proportion of predators *Leptodora kindtii* was also higher (4% by biomass). In subsequent years (2020-2022), the proportions of biomass of species with mixed feeding and predators decreased by 2-3 times (Fig. 4).

With sharp decrease in the phytoplankton abundance (chlorophyll *a* by 2 times) in 2019, the zooplankton biomass also significantly decreased (up to 3 times) compared to that observed in previous years of "hyper-blooming" (on average 270 thousand ind./m³ and 3.1 g/m³ in 2015-2018) in the Curonian Lagoon. Such a significant decrease in biomass was due to the very weak development of the main dominant zooplankton species *Daphnia galeata* in this year (0.13 g/m³ on average for April-October 2019), the biomass of which in 2015-2018 was 2.2 g/m³. (Fig. 3, 5). In subsequent years (2020-2022), zooplankton biomass increased, primarily due to the intensive development of *Daphnia*, as well as other cladocerans (*Bosmina coregoni thersites*, *Diaphanosoma mongolianum*) and the large rotifer *Asplanchna herricki*.

The abundance of zooplankton, despite the decrease in biomass in 2019, on the contrary, in 2019, 2020, 2022 remained at a high level (314-375 thousand ind./m³), comparable to previous years. Such high abundance was due to the abundant development of small rotifers (genus *Keratella* in 2019-2020, *Polyarthra vulgaris* in 2020, 2022), cladocera *Chydorus sphaericus* in 2022. The abundance of zooplankton was lower in 2021, when these species developed poorly, with large biomass of *Daphnia galeata* (Fig. 3, 5).

In 2022, despite the minimum level of primary production (280 gC/(m²·year) or 788 kcal/(m³·year)), corresponding to eutrophic waters, the quantitative

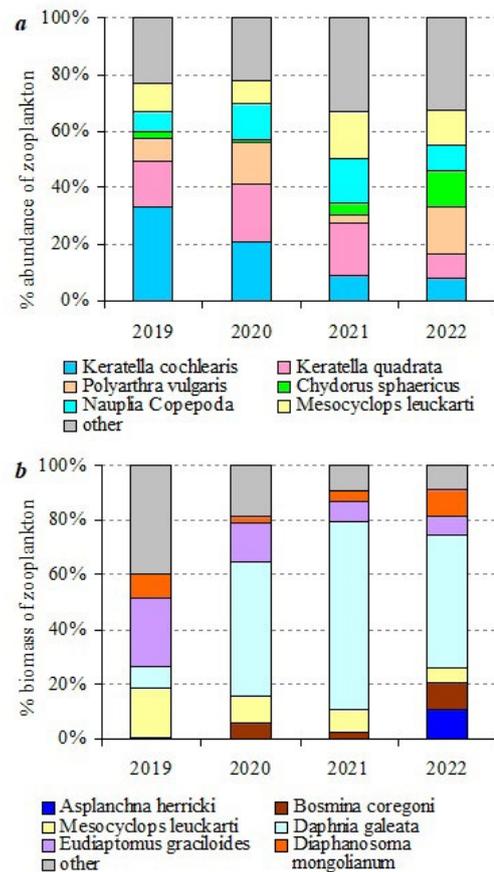


Fig.3. Composition of zooplankton species dominant in abundance (a) and biomass (b) in 2019-2022.

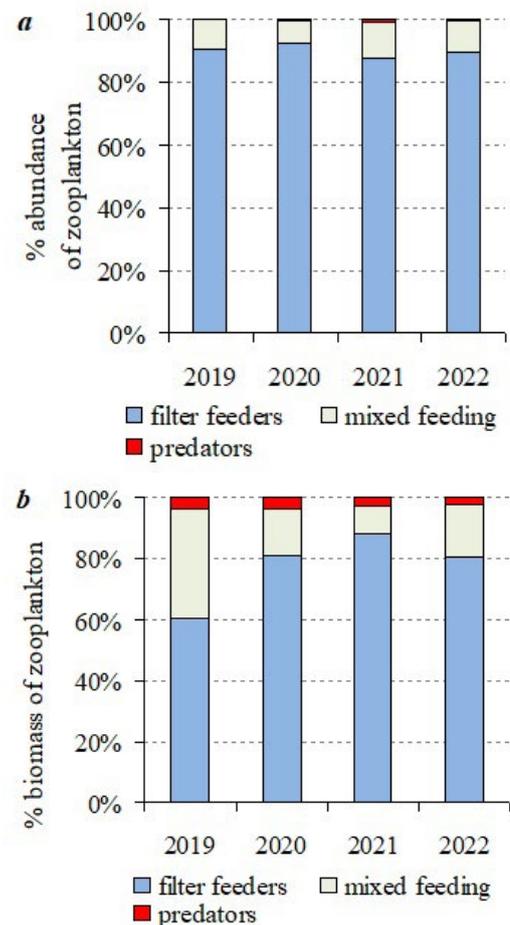


Fig.4. The proportion of zooplankton with different types of feeding in abundance (a) and biomass (b).

development of zooplankton reached maximum (356 thousand ind./m³ and 5.87 g/m³), which was observed during the previous period of water "hyperbloom" (Fig. 2, 5). Such high values abundance and biomass of the zooplankton were determined by the intensive development Cladocera (large-sized *Daphnia galeata* and others species), the biomass and abundance of which reached a maximum.

The inverse relationship was observed between the annual primary production and the average zooplankton biomass (correlation coefficient $r = -0.98$), while there was no such relationship with the zooplankton abundance ($r = 0.24$) in 2019-2022. On the contrary, direct relationship was observed between the average for year values of the chlorophyll *a* and zooplankton abundance ($r = 0.92$) and was absent for the biomass ($r = -0.30$). Such dependencies were obtained for a short period (4 years), but reflect the close relationship between phytoplankton and zooplankton in the Curonian Lagoon during this period.

Such abrupt changes in the structure, abundance and biomass of zooplankton in recent years may have been the result of its adaptation to changes in the abundance and productivity of phytoplankton, including changes in the composition and abundance of algae species available to filter-feeding species.

3.3. Consumption of primary production by zooplankton

According to the available data for the period of "hyperbloom" of waters (2001-2002), the average values of zooplankton ration and its consumption of primary production during the ice-free period were (1.1-1.3 kcal/(m³·day) and 17-21%) (Semenova and Aleksandrov, 2009). During the period of «hyperbloom» of water in the Curonian Lagoon and other hypertrophic water bodies, zooplankton may not consume a significant part of the phytoplankton due to the predominance of large filamentous cyanobacteria inaccessible to filtering (in particular *Aphanizomenon flos-aquae*), which could make up to 40-90% of the phytoplankton biomass (Bernardi and Giussani, 1990; Semenova and Aleksandrov, 2009).

There was no "hyperbloom" of waters in 2019 and the abundance of phytoplankton significantly decreased, but large filamentous cyanobacteria *Aphanizomenon flos-aquae*, *Planktothrix agardhii*, *Limnothrix redekei* continued to be dominant in phytoplankton (Aleksandrov, 2025; Dmitrieva et al., 2024). At the same time, there was a multiple decrease in zooplankton biomass (by 3 times) and comparable decrease in the ration of filter-feeding species compared to that observed in previous years of the "hyperbloom" (on average 420 kcal/(m³·year) or 1.5 kcal/(m³·day) in 2015-2018) (Table 1; Fig. 6). The decrease in the biomass and ration of zooplankton was due to the extremely weak development of the main dominant filter-feeding species, the cladocera *Daphnia galeata*. No direct influence of factors associated with water eutrophication or other environmental conditions on such sharp decrease in the abundance of this species in 2019 was established and interannual

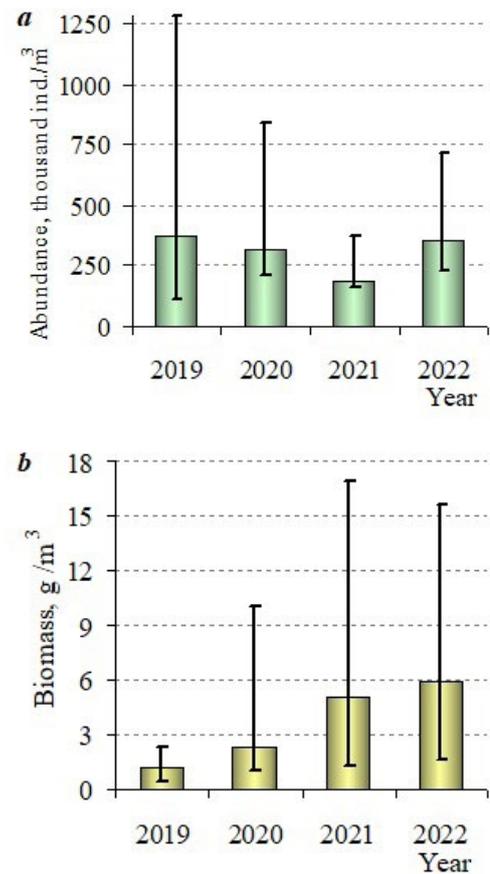


Fig.5. Abundance (a) and biomass (b) of zooplankton in the Curonian Lagoon (average for the ice-free period and the range of variability for individual months of observations).

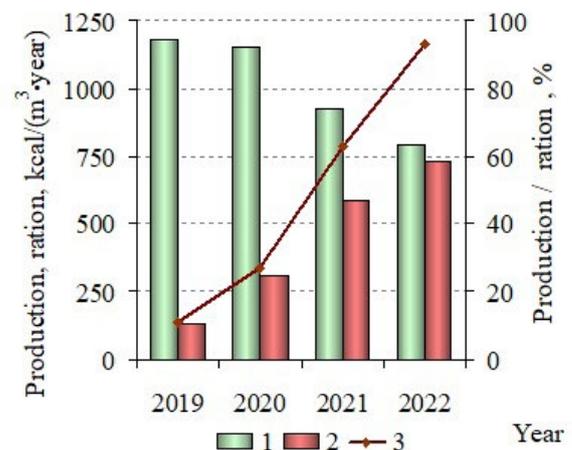


Fig.6. Primary production (1), ratio of filter-feeding species of zooplankton (2) and their ratio (3) in the Curonian Lagoon.

dynamics may be taking place. However, the predominance of smaller organisms in zooplankton (rotifers of the genus *Keratella*, cladoceran *Diaphanosoma mongolianum*, copepods *Eudiaptomus graciloides*, etc.) instead of *Daphnia galeata* led to the fact that the part of consumed primary production was also minimal (11%). Communities with a predominance of large cladocerans *Daphnia galeata* are characterized by a significantly wider size range of feeding algae and the rate of their consumption (Cyr and Curtis, 1999). Significant part

of phytoplankton organisms (primarily cyanobacteria), which form the bulk of the primary production, was not used in 2019, so the ratio of ration to primary production was even lower than the average in the years "hyperbloom" of the Curonian Lagoon.

In subsequent years (2020-2022), the biomass of zooplankton increased significantly, including *Daphnia*, and the ration of filter-feeding zooplankton species increased sharply, as a result of change in the structure of dominant species in phytoplankton and zooplankton. According to published data on phytoplankton (Dmitrieva et al., 2024), along with a decrease in the abundance of cyanobacteria in 2020, there was change in the dominant species, in particular, the largest colonial organisms of cyanobacteria *Aphanizomenon flos-aquae* were practically absent, which previously formed extensive "blooming spots". At the same time, large cladocerans *Daphnia galeata* dominated (~40-50% of biomass) in zooplankton in 2020-2022, having the ability to filter wider range of phytoplankton.

As a result, in 2020, primary production remained the same as in 2019 (~400 gC/(m²·year), but the zooplankton ration more than doubled (311 kcal/(m³·year), 0.85 kcal/(m³·day). The proportion of consumed primary production also increased to 27%, although it remained at the level observed in hypertrophic water bodies (Table 1; Fig. 6).

In 2021-2022, with a significant decrease in primary production (20% and 33%), zooplankton biomass doubled. It is possible that a decrease in water "hyperbloom", including potentially toxic cyanobacteria, created favorable conditions for the development of zooplankton, as evidenced by its maximum biomass in 2021-2022 (>5 g/m³ on average during the ice-free period). The average ration of filter-feeders during the ice-free period in 2021 and 2022 doubled to 2.1 kcal/(m³·day). The annual ration increased to 588 kcal/(m³·year) in 2021, accounting for 64% of phytoplankton production. In 2022, the ice-free period was significantly longer (ice only in December), which created conditions for long-term active development of zooplankton, and the annual ration of filter-feeding species in 2022 reached its maximum value (>700 kcal/(m³·year). This value was almost twice the average level of zooplankton ration, which was observed in the previous period of maximum primary production during the years of "hyperbloom". Due to a significant decrease in phytoplankton productivity in 2022, zooplankton used more than 90% of the primary production, which may indicate the possible emergence of intense competitive relations in zooplankton, as well as with other groups (benthos, juvenile fish) in the Curonian Lagoon.

The decrease in the abundance (chlorophyll) and production of phytoplankton in the Curonian Lagoon, along with the intensive development of Cladocera, led to very effective use of primary production by zooplankton. Zooplankton can consume ≤10-20% of phytoplankton production in hypertrophic water bodies, while in water bodies not subject to eutrophication 40-90% (Gutelmakher, 1986). In the Curonian Lagoon in 2019-2020, primary production remained at high level between the hypertrophic and eutrophic states of

the water bodies, and zooplankton consumed ~20% of the primary production, with a minimum during the period of low abundance of large cladocerans. This led to the utilization of most of the phytoplankton production through the microbial trophic web (or microbial loop) and also the accumulation of portion of the phytoplankton organic matter in bottom sediments. The role of the microbial loop increases with an increase in the trophic status of the water bodies and is inversely related to the biomass of cladocerans (Kopylov et al., 2007). The cessation of water "hyperbloom" and the decrease in primary production in 2021-2022 to the eutrophic level, along with the intensive development of cladocerans and increase ration of zooplankton, led to very efficient use phytoplankton production (60-90%). Perhaps this indicates the formation of new structural and functional characteristics in the plankton of the Curonian Lagoon in the conditions of the beginning of de-eutrophication of the waters of the lagoon ecosystem.

4. Conclusions

The Curonian Lagoon is a closed-type lagoon in which the hydrological conditions and the level of water eutrophication have created conditions for the intensive development of freshwater species of phytoplankton and zooplankton. Cyanobacteria and diatoms dominate in phytoplankton, while zooplankton is dominated by cladocerans and copepods, typical of eutrophic water bodies (*Daphnia galeata* and others), among which filter feeders predominate (80-90%). Long period of research (since the 1980s), frequent "hyperbloom" of water was noted in the Curonian Lagoon, which has not been observed since 2019. There was a significant decrease in the abundance (chlorophyll) and primary production of phytoplankton in the period 2019-2022, as a result of which the trophic status of the lagoon decreased from hypertrophic to eutrophic level. The amount of organic matter formed by phytoplankton that can enter the food web decreased to 800-1200 kcal/(m³·year).

The cessation of water "hyperblooms" and a sharp decrease in phytoplankton abundance led to a comparable decrease (by 3 times) biomass and ration of zooplankton in 2019. The decrease in the biomass and ration of zooplankton was due to the weak development of the main dominant species - the filter-feeder cladoceran *Daphnia galeata*. In subsequent years (2020-2022), an increase in zooplankton biomass was observed, simultaneously with an increase in the ration of filter-feeding zooplankton species and the proportion of used primary production. Such changes were probably the result of zooplankton adaptation to changes in the structure, abundance and productivity of phytoplankton. Large cladocerans *Daphnia galeata* dominated (~40-50% of biomass) in zooplankton, having the ability to filter wider range of phytoplankton. In 2022, despite the minimum level of primary production corresponding to eutrophic waters, the quantitative development of zooplankton and its ration reached a maximum. Significant increase in ration, along with the

intensive development of cladocerans, characterizes the effective use of the phytoplankton production (up to 60-90%) after the cessation of water "hyperbloom". The changes that have occurred may possibly indicate the formation of new structural and functional characteristics in the plankton of the Curonian Lagoon in the conditions of the beginning of de-eutrophication of the waters.

Acknowledgements

Funding for the work of A.S. Semenova on the analysis of the structure of zooplankton was received within the framework of the state assignment of the IBIW RAS (theme No. 124032500016-4). Funding for the work of A.S. Semenova on the analysis of the quantitative development of plankton was received within the framework of the state assignment of VNIRO (theme No. 076-00005-25-00). Funding for the work on the analysis of the dynamics of water eutrophication and bioproductivity, performed by S.V. Aleksandrov, was received within the framework of the state assignment of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation for IO RAS (theme No. FMWE-2024-0025). The authors thank N.P. Dyushkov, Yu.V. Pristavko for assistance in carrying out expeditionary work and sample analysis.

Conflict of interest

The authors declare no competing financial or personal interests.

References

Aleksandrov S., Krek A., Bubnova E. et al. 2018. Eutrophication and effects of algal bloom in the south-western part of the Curonian Lagoon alongside the Curonian spit. *Baltica* 31(1): 1–12. DOI: [10.5200/baltica.2018.31.01](https://doi.org/10.5200/baltica.2018.31.01)

Aleksandrov S.V., Dmitrieva O.A. 2006. Primary production and phytoplankton characteristics as eutrophication criteria of Kursiu Marios Lagoon, the Baltic Sea. *Water Resources* 33(1): 97-103. DOI: [10.1134/S0097807806010118](https://doi.org/10.1134/S0097807806010118)

Aleksandrov S.V., Gorbunova Yu.A. 2012. Production of phytoplankton and chlorophyll content in estuaries of different types. *Bulletin of the Immanuel Kant Baltic Federal University [Vestnik Baltiiskogo federal'nogo universiteta im. I. Kant]* 1: 90-98. (In Russian)

Aleksandrov S.V., Kudryavtseva E.A. 2023. Eutrophication and phytoplankton primary production in the Southeastern Baltic Sea, the Vistula and Curonian Lagoons. In: Barcelo D., Kostianoy A.G. (Eds.), *The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer, pp. 1-26. DOI: [10.1007/978-3-031-1042-1_1](https://doi.org/10.1007/978-3-031-1042-1_1)

Aleksandrov S.V., Smirnova M.M. 2023. Impact of algae blooms on the coastal zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea. *Inland Water Biology* 16(6): 1043–1051. DOI: [10.1134/S1995082923060032](https://doi.org/10.1134/S1995082923060032)

Aleksandrov S.V. 2010. Primary production of plankton in the lagoons of the Baltic Sea (Vistula and Curonian Lagoons). Kaliningrad: AtlantNIRO. (In Russian)

Aleksandrov S.V. 2025. Hydrochemical conditions and trophic status of the freshwater Curonian Lagoon. *Limnology and Freshwater Biology* 4: 391-408. DOI: [10.31951/2658-3518-2025-A-4-391](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2025-A-4-391)

Bernardi R., Giussani G. 1990. Are blue-green algae a suitable food for zooplankton. An overview. *Hydrobiologia* 200-201: 29-41.

Boulion V.V. 1994. Patterns of primary production in limnic ecosystems. St. Petersburg: Nauka. (In Russian)

Cyr H., Curtis J.M. 1999. Zooplankton community size structure and taxonomic composition affects size-selective grazing in natural communities. *Oecologia* 118: 306-315. DOI: [10.1007/s004420050731](https://doi.org/10.1007/s004420050731)

Dmitrieva O.A., Semenova A.S., Kazakova E.Y. 2024. Structure and dynamics of plankton communities in the coastal zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea in 2017–2021 in the period of cyanobacterial blooms. *Inland Water Biology* 17(1): 18-36. DOI: [10.1134/S1995082924010048](https://doi.org/10.1134/S1995082924010048)

Dmitrieva O.A., Semenova A.S. 2011. Seasonal dynamics of phyto- and zooplankton and their interactions in the hypereutrophic reservoir. *Inland Water Biology* 4(3): 308-315. DOI: [10.1134/S1995082911030059](https://doi.org/10.1134/S1995082911030059)

Gutelmakher B.L. 1986. Metabolism of plankton as a whole: Trophometabolic interactions of zoo- and phytoplankton. Leningrad: Nauka. (In Russian)

Hakanson L., Boulion V.V. 2001. Regularities in primary production, Secchi and fish yield and a new system to define trophic and humic state indices for lake ecosystems. *Internationale Revue Hydrobiologie* 86(1): 23-62. DOI: [10.1002/1522-2632\(200101\)86](https://doi.org/10.1002/1522-2632(200101)86)

Ivanova M.B. 1985. Production of planktonic crustaceans in fresh waters. Leningrad: Science. (In Russian)

Jeffrey S.W., Humphrey G.F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c*₁ and *c*₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochimie und Physiologie der Pflanzen* 167(2): 191-194. DOI: [10.1016/S0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/S0015-3796(17)30778-3)

Kopylov A.I., Kosolapov D.B., Romanenko A.V. et al. 2007. Microbial "loop" in planktonic communities of lakes of different trophic status. *Journal of General Biology [Zhurnal obshchei biologii]* 68(3): 185-195. (In Russian)

Methodical recommendations for collecting and processing materials in hydrobiological studies on freshwater reservoirs. Phytoplankton and its production. 1981. Leningrad: GosNIORKh. (In Russian)

Methodical recommendations for collecting and processing materials in hydrobiological studies on freshwater reservoirs. Zooplankton and its production. 1984. Leningrad: GosNIORKh. (In Russian)

Methods of hydrobiological studies of inland waters. 2024. Yaroslavl: Filigree. (In Russian)

Monakov A.V. 1998. Nutrition of freshwater invertebrates. Moscow: Severtsov Institute of Ecology and Evolution Problems. (In Russian)

Naumenko E.N. 2009. Zooplankton in different types of estuaries (using Curonian and Vistula estuaries as an example). *Inland Water Biology* 2(1): 72-81. DOI: [10.1134/S1995082909010118](https://doi.org/10.1134/S1995082909010118)

OECD: Eutrophication of waters. 1982. Monitoring, assessment and control. Paris.

Olenina I. 1998. Long-term changes in the Kursiu Marios lagoon: Eutrophication and phytoplankton response. *Ecologija* 1: 56-65.

Pilkaitytė R., Razinkovas A. 2006. Factors controlling phytoplankton blooms in a temperate estuary: nutrient limitation and physical forcing. *Hydrobiologia* 555: 41-48. DOI: [10.1007/s10750-005-1104-6](https://doi.org/10.1007/s10750-005-1104-6)

Semenova A.S., Aleksandrov S.V. 2009. The zooplankton consumption of primary production and an assessment of the waterbody trophic state on the basis of its structural and functional characteristics. *Inland Water Biology* 2(4): 348-354. DOI: [10.1134/S1995082909040099](https://doi.org/10.1134/S1995082909040099)

Vaičiūtė D., Bučas M., Bresciani M. et al. 2021. Hot moments and hotspots of cyanobacteria hyperblooms in the Curonian Lagoon (SE Baltic Sea) revealed via remote sensing-based retrospective analysis. *Science of the Total Environment* 769: 145053. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2021.145053](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145053)

Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Saltyte-Vaisiauske L. et al. 2018. Recent Trends (2012-2016) of N, Si, and P export from the Nemunas River Watershed: loads, unbalanced stoichiometry, and threats for downstream aquatic ecosystems. *Water* 10: 1178. DOI: [10.3390/w10091178](https://doi.org/10.3390/w10091178)

Wasmund N., Andrushaitis A., Lysiak-Pastuszek E. et al. 2001. Trophic status of the south-eastern Baltic sea: a comparison of coastal and open areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53: 849-864. DOI: [10.1006/ecss.2001.0828](https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0828)

Первичная продукция и потребление органического вещества зоопланктоном в Куршском заливе в период деэвтрофирования вод

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGYАлександров С.В.¹, Семенова А.С.^{2,3*} ¹ Институт океанологии имени П.П. Ширшова РАН, Нахимовский пр., 36, Москва, 117997, Россия² Атлантический филиал ГНЦ РФ ФГБНУ «ВНИРО», ул. Дм. Донского, д. 5, Калининград, 239029, Россия³ Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок, 109, 152742, Россия

АННОТАЦИЯ. Куршский залив – лагуна, в которой интенсивно развиваются пресноводные виды фитопланктона и зоопланктона. Рассмотрены особенности многолетней динамики хлорофилла, продукции фитопланктона, структуры, численности, биомассы, рациона зоопланктона. В фитопланктоне доминируют цианобактерии и диатомовые водоросли, в зоопланктоне – ракообразные (по биомассе кладоцеры), среди которых преобладают фильтраторы (80-90%). С 2019 г. не наблюдается «гиперцветение» воды, произошло значительное уменьшение обилия (хлорофилла) и продукции фитопланктона, в результате трофический статус лагуны снизился до эвтрофного уровня. Количество органического вещества образуемого фитопланктоном, составляло ~1000 ккал/(м³·год). Прекращение «гиперцветения» вод и резкое снижение обилия фитопланктона привело к сопоставимому уменьшению биомассы и рациона зоопланктона в 2019 г. В последующие годы (2020-2022 гг.) наблюдалось увеличение биомассы и рациона зоопланктона, которые возможно были результатом адаптации к изменениям в структуре и продуктивности фитопланктона и зоопланктона. Значительное увеличение рациона, наряду с массовым развитием крупноразмерных ветвистых ракообразных, свидетельствует о более эффективном использовании продукции фитопланктона (до 60-90%) после прекращения «гиперцветения» воды.

Ключевые слова: первичная продукция, хлорофилл, «цветение» воды, зоопланктон, рацион, трофический статус

Для цитирования: Александров С.В., Семенова А.С. Первичная продукция и потребление органического вещества зоопланктоном в Куршском заливе в период деэвтрофирования вод // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - С. 1140-1157. DOI: [10.31951/2658-3518-2025-A-5-1140](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2025-A-5-1140)

1. Введение

Первичная продукция, наибольший вклад в которую вносит фитопланктон, составляет основу последующих этапов биопродуктивности, особенно в высокоэвтрофных водоемах. Количественные исследования интенсивности продукционных процессов, в первую очередь, первичной продукции планктона, послужили «главной осью», вокруг которой стала строиться современная система типологии водоемов. Зоопланктон важнейший потребитель создаваемого фитопланктоном органического вещества, роль которого может варьировать в зависимости от уровня трофности водоема и состава планктона. Снижение внешней и внутренней биогенной нагрузки может определять уровень пер-

вичной продукции фитопланктона и последующие изменения в трофической сети, что делает актуальным изучение функционирования зоопланктона в период деэвтрофирования вод.

Куршский залив представляет собой крупную, мелководную лагуну (площадь 1584 км², объем 6,2 км³, глубина 3,8 м), которая отделена от моря узкой песчаной пересыпью (Куршской косой). Из-за значительного стока р. Неман и небольшого поступления солоноватоводных вод Балтийского моря на большей части акватории вода пресная (~0,2‰) и только у морского пролива соленость достигает 2-3‰, поэтому лагуну можно отнести к пресноводным водоемам. Водосборная территория расположена в густонаселенных районах, преимущественно Беларуси и Литвы, и длитель-

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: hydrobio@mail.ru (С.В. Александров)

Поступила: 08 августа 2025; **Принята:** 28 сентября 2025;
Опубликована online: 31 октября 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



ный период в лагуну ежегодно поступали большие объемы биогенных элементов (Vybernaite-Lubiene et al., 2018), что привело к значительному эвтрофированию вод. В результате этого в лагунной экосистеме сформировались высокопродуктивные пресноводные сообщества планктонных и бентосных организмов, характерные для эвтрофных вод (Olenina, 1998; Naumenko, 2009; Dmitrieva and Semenova, 2011). Следствием эвтрофирования вод на протяжении последних десятилетий было летне-осеннее (с июня-июля по сентябрь-октябрь) массовое развитие цианобактерий, достигавшее уровня «гиперцветения» воды (Aleksandrov and Smirnova, 2023; Dmitrieva et al., 2024; Vaičiūtė et al., 2021). Величины обилия (биомасса и хлорофилл «а») и первичной продукции фитопланктона в Куршском заливе соответствовали гипертрофному статусу (Александров и Горбунова, 2012; Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). В 1990-2010-х гг. происходило снижение внешней биогенной нагрузки, прежде всего по фосфору (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). Оценки продуктивности и трофического статуса Куршского залива охватывают период до 2015 г., однако как показали исследования в последние годы, после 2018 г. произошло резкое снижение обилия фитопланктона и «цветения» воды, как результат изменения гидрохимических условий в Куршском заливе (Aleksandrov, 2025; Dmitrieva et al., 2024). Следствием этого может быть уменьшение биологической продуктивности вод и изменения в трофической сети лагунной экосистемы.

Целью работы было получение современных характеристик обилия (хлорофилл) и продукции фитопланктона одновременно со структурой, обилием и рационом зоопланктона для комплексной оценки продукции органического вещества и эффективности его использования в планктоне Куршского залива.

2. Материалы и методы

Исследования выполнялись в открытой акватории на 6-10 стандартных станциях, расположенных в южной и на границе с северной частью Куршского залива в пределах российской зоны (Рис. 1). Пробы отбирали с марта/апреля по октябрь/ноябрь. В отдельные годы в период 2020-2022 гг. выполнялось 5-7 съемок, охватывающих все сезоны, в 2019 г. проведено только 2 полные съемки (июль, август), поэтому для других сезонов (март-ноябрь) дополнительно использованы данные 7 наблюдений на 1 станции у Куршской косы.

Первичную продукцию и деструкцию фитопланктона измеряли кислородной модификацией скляночного метода на 4 горизонтах фотической зоны, согласно (Александров, 2010; Методы..., 2024). Данные кислородного метода переводили в углерод с использованием коэффициента 3,15 мг O_2 /мг С (Методические..., 1981). При пересчете в энергетические единицы принималось, что 1 г углерода фитопланктона равен 10,7 ккал (Бульон, 1994).



Рис. 1. Карта-схема станций отбора проб в Куршском заливе.

Пробы воды на хлорофилл «а» отбирали на 3 горизонтах (поверхность, граница фотической зоны, дно (~3,5-4,5 м) и определяли экстракционным спектрофотометрическим методом на основе стандартной методики и уравнений (Jeffrey and Humphrey, 1975).

Пробы зоопланктона отбирали батометром Нискина (объем 5 л) на 3 горизонтах (поверхность, средний, дно) и процеживали через сачок из газа № 70 (размер ячеек 68 мкм) с получением интегральной пробы для каждой станции. Биомассу зоопланктона рассчитывали по размерной структуре и численности, рацион - как сумму продукции, трат на обмен и неусвоенной пищи для каждой размерной группы. К доминирующим относили виды, формирующие >5% биомассы. По типу питания зоопланктон разделяли на фильтраторов, хищников и виды со смешанным питанием. Рацион видов со смешанным питанием в равном соотношении разносили по группам фильтраторов и хищников. Принималось, что усвояемость пищи для растительноядного зоопланктона составляет 60%, для хищного - 80%, половина рациона всеядных видов копепод на стадиях IV-VI удовлетворяется за счет растительной пищи, а другая - за счет животной, рацион науплиальных и I-III копеподитных стадий состоит только из растительной пищи. При расчете продукции для Cladocera $K_2 = 0,68$, для Copepoda $K_2 = 0,25$, Rotifera $K_2 = 0,45$. При вычислении трат на обмен использовали оксикалорийный коэффициент 4,86 ккал/мгО (Методические..., 1984; Методы..., 2024; Иванова, 1985; Монаков, 1998; Semenova and Aleksandrov, 2009).

Учитывая небольшую глубину Куршского залива (в среднем 3,8 м) и перемешивание вод с

планктоном до дна, были использованы осредненные для столба воды (в м³) данные по хлорофиллу «а» и зоопланктону. Для анализа были применены осредненные для каждой съемки величины исследуемых показателей с учетом расположения станций в южной части Куршского залива, со слабо выраженными пространственными различиями условий среды.

Первичную продукцию за безледный период оценивали методом численного интегрирования и принимали за годовую, поскольку подледный фотосинтез почти отсутствует. Средние за год величины хлорофилла и первичной продукции, численности, биомассы и рациона зоопланктона рассчитывали с учетом длительности безледного периода в Куршском заливе (250-365 дней в разные годы).

3. Результаты и обсуждение

3.1. Обилие (хлорофилл) и продукция фитопланктона и трофическое состояние вод

Куршский залив представляет собой лагуну закрытого типа и относится к самым высоко-эвтрофным водоемам умеренных широт, где длительный период исследований (с 1980-х до 2010-х гг.) наблюдалось интенсивное «цветение» воды. Максимальное развитие фитопланктона, соответствующее наибольшим концентрациям хлорофилла «а», происходит в летний и осенний периоды (июль-октябрь), когда доминируют пресноводные виды цианобактерий (*Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komarek, *Microcystis aeruginosa* (Kutzing) Kutzing, *Limnothrix redekei* (Goor) Meffert и другие виды), а также диатомовые водоросли (Olenina, 1998; Pilkaitytė and Razinkovas, 2006; Aleksandrov and Dmitrieva, 2006; Dmitrieva and Semenova, 2011; Dmitrieva et al., 2024).

В 1990-е – 2010-е гг. практически ежегодно в летний гидрологический период (июль-сентябрь) наблюдалось «гиперцветение» вод (хлорофилл «а» > 100 мг/м³) (Aleksandrov et al., 2018; Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). Последнее «гиперцветение» отмечено в 2018 г. (Vaičiūtė et al., 2021). Следствием такого интенсивного развития фито-

планктона была очень высокая первичная продукция, которая согласно опубликованным данным за период 2001-2015 гг. изменялась от 373 до 668 гС/(м²·год). Наблюдался тренд на увеличение первичной продукции от 487 до 555 гС/(м²·год) в среднем за 2001-2005 и 2011-2015 гг. (Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). Первичная продукция и обилие фитопланктона (хлорофилл «а») соответствовали максимальным в водных экосистемах величинам и характеризовали Куршский залив как гипертрофный водоем.

Значительные изменения в обилии фитопланктона и интенсивности «цветения» вод произошли в 2019-2022 гг., когда в Куршском заливе перестало отмечаться «гиперцветение» вод летом и осенью (хлорофилл «а» < 50-70 мг/м³). Средние за безледный период величины хлорофилла «а» резко уменьшились до 26-37 мг/м³ (Таблица 1; Рис. 2). Для этого периода отсутствуют опубликованные данные по фитопланктону в открытой акватории лагуны, хотя наблюдения в прибрежной зоне показывают, что в 2019-2021 гг. интенсивность развития цианобактерий значительно уменьшилась (Dmitrieva et al., 2024). Снижение обилия фитопланктона было обусловлено значительным изменением гидрохимических условий летом (уменьшение концентраций фосфора в 2-3 раза, N:P с <16 до ~30-50), которые перестали быть оптимальными для цианобактерий (Aleksandrov, 2025). Такие изменения, вероятно, стали следствием многократного снижения внешней биогенной нагрузки по фосфору в 1990-

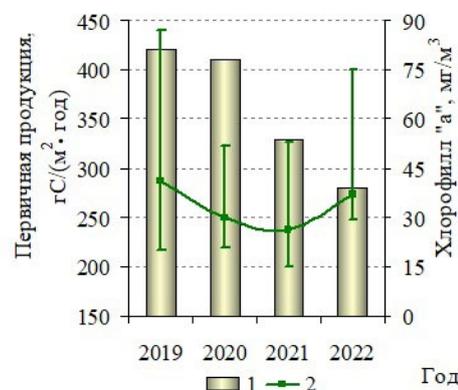


Рис. 2. Первичная продукция (1) и величины хлорофилла «а» (2) (средние за безледный период и диапазон изменчивости для отдельных месяцев наблюдений).

Таблица 1. Количественные показатели фитопланктона и зоопланктона Куршском заливе за безледный период

Показатель	Год наблюдений			
	2019	2020	2021	2022
Первичная продукция, г С/(м ² ·год)	420	410	329	280
Первичная продукция, ккал/(м ³ ·год)	1183	1154	926	788
Хлорофилл «а», мг/м ³	41	30	26	37
Численность зоопланктона, тыс.экз./м ³	375	314	189	356
Биомасса зоопланктона, г/м ³	1,14	2,31	5,10	5,87
Рацион зоопланктонных фильтраторов, ккал/(м ³ ·год)	132	311	588	732
Рацион зоопланктонных фильтраторов, ккал/(м ³ ·сут)	0,43	0,85	2,15	2,13
Первичная продукция / рацион фильтраторов в зоопланктоне, %	11,2	26,9	63,5	92,9

2010-х гг. (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). В результате средняя концентрация хлорофилла «а» за безледный период в 2019-2022 г. (34 мг/м^3) снизилась почти вдвое по сравнению с предыдущим периодом (59 мг/м^3 в 2015-2018 гг.). Наблюдаемые величины были пограничными между эвтрофным и гипертрофным состоянием (условная граница $25\text{-}35 \text{ мг/м}^3$ в среднем, $75\text{-}100 \text{ мг/м}^3$ максимально) (Hakanson and Boulion, 2001; OECD, 1982).

После прекращения «гиперцветения» вод, первичная продукция фитопланктона в 2019 и 2020 гг. вначале была достаточно высокой ($\sim 400 \text{ гС/м}^2\text{-год}$), что соответствовало наименьшим величинам диапазона, наблюдаемого ранее (2000-2015 гг.) (Александров и Горбунова, 2012; Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). В последующие годы (2021-2022 гг.), она существенно снизилась на 20-30% (до $\sim 300 \text{ гС/м}^2\text{-год}$) (Таблица 1; Рис. 2). Согласно классификациям озер, лагун и эстуариев (Hakanson and Boulion, 2001; Wasmund et al., 2001) первичная продукция фитопланктона в 2019-2020 гг. соответствовала пограничному уровню между эвтрофным и гипертрофным состоянием (условная граница $\sim 400\text{-}450 \text{ гС/м}^2\text{-год}$), а в последние годы (2021-2022 г.) снизилась до эвтрофному состоянию. Такое значительное уменьшение первичной продукции и обилия фитопланктона (хлорофилла «а») можно характеризовать как деэвтрофирование вод лагунной экосистемы Куршского залива.

Следствием таких изменений стало значительное уменьшение количества органического вещества, образуемого фитопланктоном, которое может поступить в трофическую сеть лагунной экосистемы. В 2019-2020 гг. в единице объема (м^3) Куршского залива (с учетом средней глубины $3,8 \text{ м}$) образовывалось в среднем $\sim 1200 \text{ ккал/м}^3\text{-год}$, а в 2021-2022 гг. эта величина значительно снизилась до $\sim 800\text{-}900 \text{ ккал/м}^3\text{-год}$ (Таблица 1; Рис. 2).

3.2. Численность и биомасса зоопланктона

Гидрологические условия и высокий уровень продуктивности лагунной экосистемы определяет видовой состав и основные структурно-функциональные характеристики зоопланктона Куршского залива, которые типичны для пресноводных эвтрофных водоемов (Naumenko, 2009; Dmitrieva and Semenova, 2011; Dmitrieva et al., 2024). В нем доминируют пресноводные виды. За период 2019-2022 гг. в зоопланктоне было встречено 58 видов, половину из которых составляли коловратки, а кладоцеры и копеподы были примерно в равном соотношении (15 и 17 видов). В отдельные месяцы доминировали по биомассе 12 видов, в том числе 5 видов кладоцер и 4 вида копепод (Таблица 2). Среди них во все месяцы с апреля по октябрь в комплексе доминирующих видов могли присутствовать *Daphnia galeata*, *Eudiaptomus graciloides* и *Mesocyclops leuckarti*. Другие виды кладоцер (*Bosmina coregoni thersites*, *Chydorus sphaericus*, *Diaphanosoma mongolianum*, *Leptodora kindtii*) интенсивно развивались в теплый период (июль-сентябрь), тогда как коловратки и копепода *Cyclops kolensis* могли формировать большую долю биомассы весной и осенью. В целом в сезонной динамике развития зоопланктона основу численности весной и осенью составляли коловратки, летом доминировали ветвистоусые и веслоногие ракообразные. Биомассу преимущественно формировали кладоцеры (*Daphnia galeata*, *Chydorus sphaericus*, *Diaphanosoma mongolianum* и другие) характерные для эвтрофных водоемов, которые летом-осенью составляли 70-90% биомассы зоопланктона и только в начале весны (март-апрель) доминировали копеподы (*Cyclops kolensis*, *Mesocyclops leuckarti*).

Наблюдается межгодовая изменчивость комплекса доминирующих видов по численности и

Таблица 2. Доминирующие виды зоопланктона (по биомассе) в Куршском заливе в 2019-2022 гг.

Таксономическая группа / вид	Месяц						
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Cladocera							
<i>Bosmina coregoni thersites</i> Baird, 1857				+	+	+	+
<i>Chydorus sphaericus</i> O.F. Müller, 1776				+	+		
<i>Daphnia galeata</i> Sars, 1863	+	+	+	+	+	+	+
<i>Diaphanosoma mongolianum</i> Ueno, 1938				+	+		
<i>Leptodora kindtii</i> Focke, 1844				+	+	+	
Copepoda							
<i>Acanthocyclops</i> sp. Kiefer, 1927					+		
<i>Cyclops kolensis</i> Lilljeborg, 1901	+	+					+
<i>Eudiaptomus graciloides</i> Lilljeborg, 1888	+	+	+	+	+	+	+
<i>Mesocyclops leuckarti</i> Claus, 1857	+	+	+	+	+	+	+
Rotifera							
<i>Asplanchna herricki</i> de Guerne, 1888						+	
<i>Keratella quadrata</i> Müller, 1786	+	+					
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	+						

биомассе. В 2019 г. по численности большую долю (33%) составляли коловратки *Keratella cochlearis*, доля которых снижалась в последующие годы, до минимума в 2022 г. (8%). Массовые виды коловраток составляли ~60% среднегодовой численности зоопланктона в 2019-2020 гг., тогда как в 2021-2022 г. этот показатель снизился до ~30%. Напротив, значительно увеличилась доля копепоид *Mesocyclops leuckarti* (с 8-10 до 17%), в 2021 г. и *Cyclops kolensis* (с 1-4 до 13%) в 2022 г. (Рис. 3а).

Наиболее значимым изменением в структуре сообщества зоопланктона было резкое уменьшение в 2019 г. обилия кладоцеры *Daphnia galeata*, которая обычно доминирует в Куршском заливе. В 2019 г. дафния обильно встречалась только в мае, а с июня по октябрь практически отсутствовала (0-4% биомассы), тогда как в 2020-2022 гг. в эти месяцы она могла формировать до 70-90% биомассы зоопланктона. Ее биомасса в среднем за 2019 г. составила всего 0,13 г/м³ или 8% биомассы зоопланктона, в 2020 г. она увеличилась на порядок (1,62 г/м³ и 49%), достигнув максимума в 2022 г. (4,76 г/м³ или 44%). При низкой биомассе дафний и в целом кладоцер в 2019 г., значительную долю биомассы зоопланктона в 2019 г. формировали копепоиды *Eudiaptomus graciloides* (25%) и *Mesocyclops leuckarti* (18%), доля которых в последующие годы снизилась в 2-3 раза (Рис. 3б). В 2022 г. наряду с дафниями значительно возросла численность других кладоцер - *Bosmina coregoni thersites* (с 0,01-0,18 г/м³, 1-5% в 2019-2021 г до 0,96 г/м³ и 10%) и *Diaphanosoma mongolianum* (с 0,09-0,22 г/м³ и 3-8% в 2019-2021 г до 0,99 г/м³ и 10%). Кроме того, отмечено массовое развитие крупной коловратки *Asplanchna herricki* (1,07 г/м³ и или 11%), которая в предыдущие годы практически отсутствовала. Таким образом, в исследованный период наблюдались значительные отличия между 2019 г., когда в зоопланктоне по численности преобладали коловратки, а по биомассе – копепоиды, и 2022 г. характеризующимся уменьшением доли коловраток по численности и значительным увеличением обилия кладоцер.

Виды с фильтрационным типом питания преобладали по численности и биомассе, составляя в среднем за 2019-2022 гг. (90% численности и 78% биомассы зоопланктона). К основным массовым видам с фильтрационным типом питания относились кладоцеры *Daphnia galeata*, а также *Chydorus sphaericus*, *Diaphanosoma mongolianum* и копепоиды *Eudiaptomus graciloides*. Второй по значимости группой были виды со смешанным питанием (9 и 19% в среднем за 2019-2022 гг.), а хищники составляли <1% по численности и 3% по биомассе. Среди видов со смешанным питанием преобладали *Mesocyclops leuckarti*. Самым массовым хищным видом была *Leptodora kindtii*. В 2019 г. когда обилие доминирующего вида-фильтратора *Daphnia galeata* резко снизилось, в зоопланктоне возросла доля видов со смешанным питанием (до 36% по биомассе), прежде всего за счет крупного вида *Mesocyclops leuckarti*, который тогда формировал 18% биомассы. Также была выше доля хищников *Leptodora kindtii* (4% по биомассе). В последующие годы (2020-2022 г.) доли

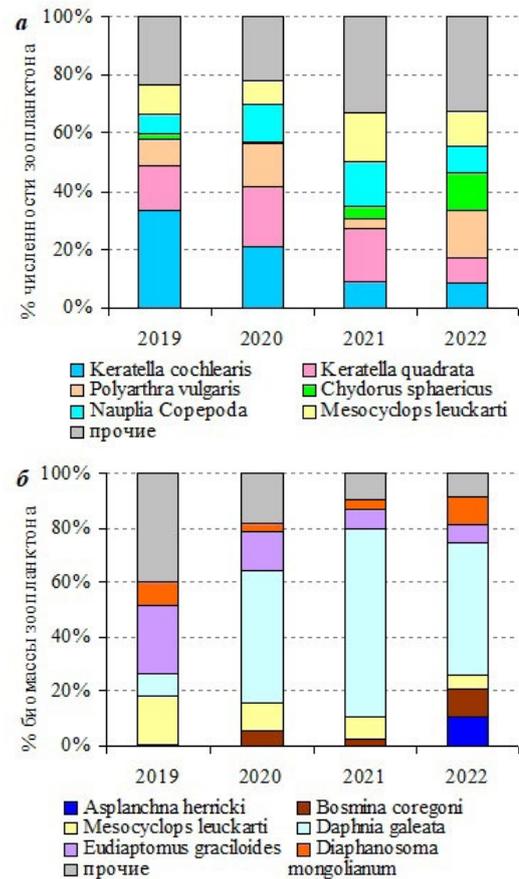


Рис.3. Состав доминирующих видов зоопланктона по численности (а) и биомассе (б) в 2019-2022 гг.

биомассы видов со смешанным питанием и хищников снизились в 2-3 раза (Рис. 4)

При резком снижении обилия фитопланктона (хлорофилл «а» в 2 раза) в 2019 г. в Куршском заливе наблюдалось сопоставимое снижение биомассы зоопланктона (до 3 раз), по сравнению с наблюдаемым в предыдущие годы «цветения» (в среднем 270 тыс.экз./м³ и 3,1 г/м³ в 2015-2018 гг.). Столь значительное уменьшение биомассы было обусловлено очень слабым развитием в этом году основного доминирующего вида зоопланктона *Daphnia galeata* (в среднем за апрель-октябрь 2019 г. 0,13 г/м³), биомасса которого в 2015-2018 гг. была 2,2 г/м³ (Рис. 3, 5). В последующие годы (2020-2022 гг.) биомасса зоопланктона увеличивалась, прежде всего, за счет интенсивного развития дафний, а также других кладоцер (*Bosmina coregoni thersites*, *Diaphanosoma mongolianum*) и крупной коловратки *Asplanchna herricki*.

Численность зоопланктона, несмотря на снижение биомассы в 2019 г., напротив, в 2019, 2020, 2022 гг. осталась на высоком уровне (314-375 тыс. экз./м³) сопоставимом с предыдущими годами. Такая высокая численность обуславливалась обильным развитием мелких коловраток (р. *Keratella* в 2019-2020 гг., *Polyarthra vulgaris* в 2020, 2022 гг.), кладоцер *Chydorus sphaericus* в 2022 г. Более низкая численность была в 2021 г. когда эти виды слабо развивались, при большом обилии дафний (Рис. 3, 5).

В 2022 г. несмотря на минимальный уровень первичной продукции (280 гС/(м²-год) или 788 ккал/(м³-год)), соответствующий эвтрофным водам, количественное развитие зоопланктона, наоборот, достигло максимума (356 тыс.экз./м³ и 5,87 г/м³), который отмечался в предыдущий период «цветения» вод (Рис. 2, 5). Столь высокие показатели обилия зоопланктона определялись интенсивным развитием крупноразмерных кладоцер *Daphnia galeata* и других, биомасса и численность которых достигли максимума.

В 2019-2022 гг. отмечена обратная зависимость между первичной продукцией за год и средней за год биомассой зоопланктона (коэффициент корреляции $r = -0,98$), тогда как с численностью зоопланктона такая зависимость отсутствовала ($r = 0,24$). Для средних за год величин хлорофилла «а», напротив, наблюдалась прямая зависимость с численностью зоопланктона ($r = 0,92$) и отсутствие с биомассой ($r = -0,30$). Такие зависимости получены для небольшого периода (4 года), но отражают тесную связь фитопланктона и зоопланктона в Куршском заливе в этот период.

Такие резкие изменения структуры, численности и биомассы зоопланктона в последние годы, возможно, были результатом его адаптации к изменениям в обилии и продуктивности фитопланктона, в том числе изменению состава и обилия видов водорослей, доступных для видов-фильтраторов.

3.3. Потребление первичной продукции зоопланктоном

Согласно опубликованным данным для периода «гиперцветения» вод (2001-2002 г.) средние за безледный период величины рациона зоопланктона и потребления им первичной продукции составляли (1,1-1,3 ккал/(м³-сут) или 17-21%) (Semenova and Aleksandrov, 2009). В период «гиперцветения» воды в Куршском заливе и других гипертрофных водоемах зоопланктон может не потреблять значительную часть фитопланктона из-за преобладания крупных недоступных для фильтрации нитчатых цианобактерий (в частности *Aphanizomenon flos-aquae*), которые могли составлять до 40-90% биомассы фитопланктона (Bernardi and Giussani, 1990; Semenova and Aleksandrov, 2009).

В 2019 г. отсутствовало «гиперцветение» вод и обилие фитопланктона значительно снизилось, но в фитопланктоне в составе доминантов продолжали быть крупные нитчатые цианобактерии *Aphanizomenon flos-aquae*, *Planktothrix agardhii*, *Limnithrix redekei* (Aleksandrov, 2025; Dmitrieva et al., 2024). Одновременно с этим произошло многократное уменьшение биомассы зоопланктона (в 3 раза) и сопоставимое снижение рациона видов-фильтраторов по сравнению с наблюдаемым в предыдущие годы «цветения» (в среднем 420 ккал/(м³-год) или 1,5 ккал/(м³-сут) в 2015-2018 гг.) (Таблица 1; Рис. 6). Снижение биомассы и рациона зоопланктона были обусловлены крайне слабым развитием основного доминирующего вида-фильтратора кла-

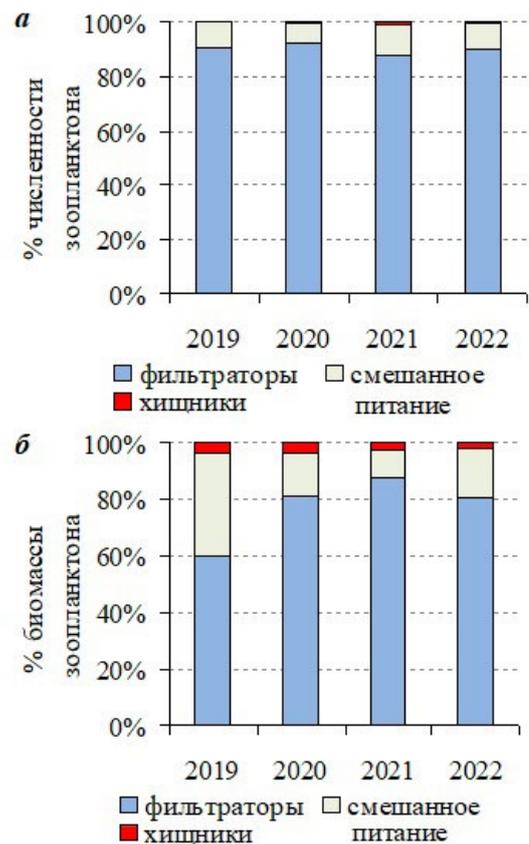


Рис. 4. Доля зоопланктона с разным типом питания в численности (а) и биомассе (б).

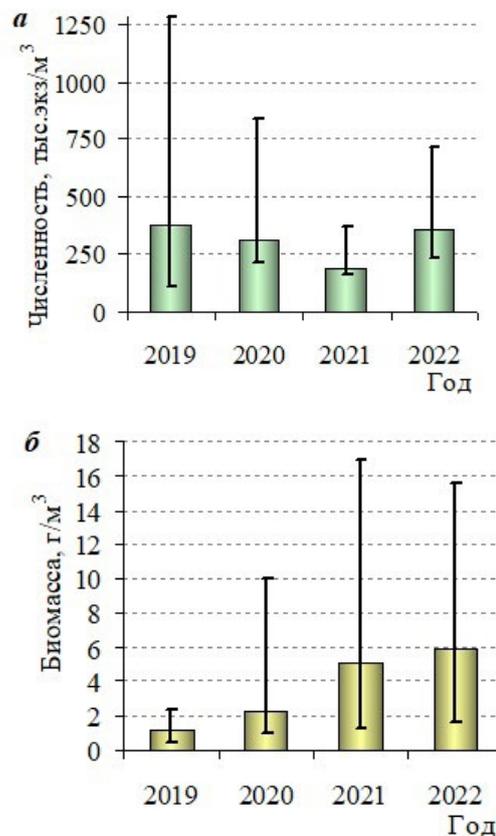


Рис. 5. Численность (а) и биомасса (б) зоопланктона в Куршском заливе (средние за безледный период и диапазон изменчивости для отдельных месяцев наблюдений).

доцеры *Daphnia galeata*. Прямого влияния факторов, связанных с эвтрофированием вод или других условий среды, на столь резкое снижение обилия этого вида в 2019 г. не установлено и возможно имеет место межгодовая динамика. Однако, преобладание вместо *Daphnia galeata* более мелких организмов в зоопланктоне (коловраток р. *Keratella*, кладоцер *Diaphanosoma mongolianum*, копепоид *Eudiaptomus graciloides* и др.) привело к тому, что доля потребленной первичной продукции также была минимальной (11%). Сообщества с преобладанием крупных кладоцер *Daphnia galeata* характеризуются значительно более широким размерным диапазоном поедаемых водорослей и скоростью их потребления (Cyr and Curtis, 1999). В 2019 г. значительная часть организмов фитопланктона (прежде всего цианобактерий), формирующих большую часть первичной продукции, не была потреблена зоопланктоном, поэтому отношение рациона к первичной продукции были даже ниже, чем в среднем в годы «гиперцветения» Куршского залива.

В последующие годы (2020-2022 гг.) биомасса зоопланктона значительно увеличилась, в том числе дафний, и рацион видов-фильтраторов зоопланктона резко возрос, как следствие изменения структуры доминирующих видов в фитопланктоне и зоопланктоне. По опубликованным данным по фитопланктону (Dmitrieva et al., 2024) в 2020 г. наряду с уменьшением обилия цианобактерий, произошла смена доминирующих среди них видов, в частности практически отсутствовали самые крупные колониальные организмы цианобактерий *Aphanizomenon flos-aquae*, которые ранее образовывали обширные «пятна цветения». Одновременно с этим в зоопланктоне в 2020-2022 гг. вновь доминировали крупные кладоцеры *Daphnia galeata* (~40-50% биомассы), имеющие возможность фильтрации большего спектра фитопланктона.

В результате в 2020 г. при сохранении того же уровня первичной продукции как в 2019 г. (~400 гС/(м²·год), рацион зоопланктона увеличился более, чем вдвое (311 ккал/(м³·год), 0,85 ккал/(м³·сут). Доля потребленной первичной продукции также возросла до 27%, хотя и оставалась на уровне, наблюдаемом в гипертрофных водоемах (Таблица 1; Рис. 6).

В 2021-2022 гг. при значительном снижении первичной продукции (20% и 33%), биомасса зоопланктона увеличивалась вдвое. Возможно снижение «цветения» вод, в том числе потенциально-токсичных цианобактерий, создавало благоприятные условия для развития зоопланктона, о чем свидетельствуют его максимальные биомассы в 2021-2022 г. (> 5 г/м³ в среднем за безледный период). Средний за безледный период рацион фильтраторов в 2021 и 2022 гг. резко увеличился вдвое до 2,1 ккал/(м³·сут). В 2021 г. годовой рацион возрос до 588 ккал/(м³·год), составив 64% продукции фитопланктона. В 2022 г. безледный период был значительно длиннее (лед только в декабре), что создавало условия для длительного активного развития зоопланктона и годовой рацион видов-фильтраторов в 2022 г. достиг максимальной величины (> 700

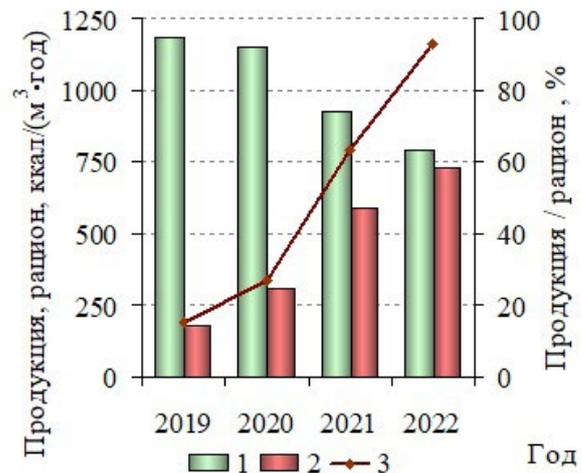


Рис. 6. Первичная продукция (1), рацион видов-фильтраторов зоопланктона (2) и их отношение (3) в Куршском заливе.

ккал/(м³·год). Эта величина почти вдвое превысила средний уровень рациона зоопланктона, который наблюдался в предыдущий период максимальной первичной продукции в период «цветения». Из-за значительного снижения продуктивности фитопланктона в 2022 г., зоопланктон использовал более 90% первичной продукции, что может показывать о возможном возникновении напряженных конкурентных отношений в зоопланктоне, а также с другими группами (бентосом, молодью рыб) в Куршском заливе.

Снижение обилия (хлорофилла) и продукции фитопланктона в Куршском заливе, наряду с массовым развитием ветвистоусых ракообразных, привело к очень эффективному использованию первичной продукции зоопланктоном. В высокотрофных водоемах зоопланктон может потреблять летом ≤10-20% продукции фитопланктона, в то время как в водоемах не подверженных эвтрофированию 40-90% (Гутельмахер, 1986). В Куршском заливе в 2019-2020 гг. при сохранении высокой первичной продукции на уровне между гипертрофным и эвтрофным состоянием вод зоопланктон потреблял ~20% первичной продукции, с минимумом в период низкого обилия крупных кладоцер. Это вело к утилизации большей ее части через микробильную трофическую сеть (или микробильную петлю) и также накоплению части органического вещества фитопланктона в донных осадках. Роль микробной петли возрастает с повышением трофического статуса водоема и связана обратной зависимостью с биомассой кладоцер (Копылов и др., 2007). Прекращения «гиперцветения» воды и снижение первичной продукции в 2021-2022 гг. до эвтрофного уровня, наряду с массовым развитием кладоцер и увеличением рациона зоопланктона, привело к очень эффективному использованию продукции фитопланктона (60-90%). Возможно, это свидетельствует о формировании новых структурно-функциональных характеристик в планктоне Куршского залива в условиях начавшегося деэвтрофирования вод лагуны экосистемы.

4. Заключение

Куршский залив – лагуна, в которой гидрологические условия и уровень эвтрофирования вод создали условия для интенсивного развития пресноводных видов фитопланктона и зоопланктона. В фитопланктоне доминируют цианобактерии и диатомовые водоросли, в зоопланктоне – ветвистосые и веслоногие ракообразные, характерные для эвтрофных водоемов (*Daphnia galeata* и другие), среди которых преобладают фильтраторы (80-90%). Длительный период исследований (с 1980-х гг.) в водоеме отмечалось частое «гиперцветение» воды, которое не наблюдается с 2019 г. В период 2019-2022 гг. произошло значительное уменьшение обилия (хлорофилл) и продукции фитопланктона, в результате чего трофический статус лагуны снизился с гипертрофного до эвтрофного уровня. Количество органического вещества, образуемого фитопланктоном, которое может поступить в трофическую сеть, уменьшилось до 800-1200 ккал/(м³год).

Прекращение «цветения» вод и резкое снижение обилия фитопланктона привело к сопоставимому уменьшению (в 3 раза) биомассы и рациона зоопланктона в 2019 г. Снижение биомассы и рациона зоопланктона были обусловлены слабым развитием основного доминирующего вида - фильтратора кладоцеры *Daphnia galeata*. В последующие годы (2020-2022 гг.) наблюдалось увеличение биомассы зоопланктона, одновременно с ростом величины рациона видов-фильтраторов и доли использованной ими первичной продукции. Такие изменения, вероятно, были результатом адаптации зоопланктона к изменениям в структуре, обилии и продуктивности фитопланктона. В зоопланктоне вновь доминировали крупные кладоцеры *Daphnia galeata* (~40-50% биомассы), имеющие возможность фильтрации большего спектра фитопланктона. В 2022 г. несмотря на минимальный уровень первичной продукции, соответствующий эвтрофным водам, количественное развитие зоопланктона и его рацион, достигли максимума. Значительное увеличение рациона, наряду с массовым развитием кладоцер характеризует эффективное использование продукции фитопланктона (до 60-90%) после прекращения «гиперцветения» воды. Произошедшие изменения, возможно, могут свидетельствовать о формировании новых структурно-функциональных характеристик в планктоне Куршского залива в условиях начавшегося деэвтрофирования вод лагуны экосистемы.

Благодарности

Финансирование работ А.С. Семеновой по анализу структуры зоопланктона получено в рамках государственного задания ИБВВ РАН (тема № 124032500016-4). Финансирование работ А.С. Семеновой по анализу количественного развития планктона получено в рамках государственного задания ВНИРО (тема № 076-00005-25-00). Финансирование работ, выполненных

С.В. Александровым по анализу динамики эвтрофирования и биопродуктивности вод, получено в рамках государственного задания Минобрнауки России для ИО РАН (тема № FMWE-2024-0025). Авторы благодарят Дюшкова Н.П., Приставко Ю.В. за помощь в выполнении экспедиционных работ и анализов проб.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Александров С.В. 2010. Первичная продукция планктона в лагунах Балтийского моря (Вислинский и Куршский заливы). Калининград: АтлантНИРО.
- Александров С.В., Горбунова Ю.А. 2012. Продукция фитопланктона и содержание хлорофилла в эстуариях различного типа. Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта 1: 90-98.
- Бульон В.В. 1994. Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах. Санкт-Петербург: Наука.
- Гутельмахер Б.Л. 1986. Метаболизм планктона как единого целого: Трофометаболические взаимодействия зоо- и фитопланктона. Л.: Наука.
- Иванова М.Б. 1985. Продукция планктонных ракообразных в пресных водах. Л.: Наука.
- Копылов А.И., Косолапов Д.Б., Романенко А.В. и др. 2007. Микробная «петля» в планктонных сообществах озер разного трофического статуса. Журнал общей биологии 68(3):185-195.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. 1984. Ленинград: ГосНИОРХ.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах: Фитопланктон и его продукция. 1981. Ленинград: ГосНИОРХ.
- Методы гидробиологических исследований внутренних вод. 2024. Ярославль: Филигрань.
- Монаков А.В. 1998. Питание пресноводных беспозвоночных. Москва: Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН.
- Aleksandrov S., Krek A., Bubnova E. et al. 2018. Eutrophication and effects of algal bloom in the south-western part of the Curonian Lagoon alongside the Curonian spit. *Baltica* 31(1): 1-12. DOI: [10.5200/baltica.2018.31.01](https://doi.org/10.5200/baltica.2018.31.01)
- Aleksandrov S.V. 2025. Hydrochemical conditions and trophic status of the freshwater Curonian Lagoon. *Limnology and Freshwater Biology* 4: 391-408. DOI: [10.31951/2658-3518-2025-A-4-391](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2025-A-4-391)
- Aleksandrov S.V., Dmitrieva O.A. 2006. Primary production and phytoplankton characteristics as eutrophication criteria of Kursiu Marios Lagoon, the Baltic Sea. *Water Resources* 33(1): 97-103. DOI: [10.1134/S0097807806010118](https://doi.org/10.1134/S0097807806010118)
- Aleksandrov S.V., Kudryavtseva E.A. 2023. Eutrophication and phytoplankton primary production in the Southeastern Baltic Sea, the Vistula and Curonian Lagoons. In: Barcelo D., Kostianoy A.G. (Eds.), *The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer, pp. 1-26. DOI: [10.1007/978-2023-1042](https://doi.org/10.1007/978-2023-1042)
- Aleksandrov S.V., Smirnova M.M. 2023. Impact of algae blooms on the coastal zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea. *Inland Water Biology* 16(6): 1043-1051. DOI: [10.1134/S1995082923060032](https://doi.org/10.1134/S1995082923060032)

Bernardi R., Giussani G. 1990. Are blue-green algae a suitable food for zooplankton. An overview. *Hydrobiologia* 200-201: 29-41.

Cyr H., Curtis J.M. 1999. Zooplankton community size structure and taxonomic composition affects size-selective grazing in natural communities. *Oecologia* 118: 306-315. DOI: [10.1007/s004420050731](https://doi.org/10.1007/s004420050731)

Dmitrieva O.A., Semenova A.S. 2011. Seasonal dynamics of phyto- and zooplankton and their interactions in the hypereutrophic reservoir. *Inland Water Biology* 4(3): 308-315. DOI: [10.1134/S1995082911030059](https://doi.org/10.1134/S1995082911030059)

Dmitrieva O.A., Semenova A.S., Kazakova E.Y. 2024. Structure and dynamics of plankton communities in the coastal zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea in 2017–2021 in the period of cyanobacterial blooms. *Inland Water Biology* 17(1): 18-36. DOI: [10.1134/S1995082924010048](https://doi.org/10.1134/S1995082924010048)

Hakanson L., Boulion V.V. 2001. Regularities in primary production, Secchi and fish yield and a new system to define trophic and humic state indices for lake ecosystems. *Internationale Revue Hydrobiologie* 86(1): 23-62. DOI: [10.1002/1522-2632\(200101\)86](https://doi.org/10.1002/1522-2632(200101)86)

Jeffrey S.W., Humphrey G.F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c*₁ and *c*₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen* 167(2): 191-194. DOI: [10.1016/S0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/S0015-3796(17)30778-3)

Naumenko E.N. 2009. Zooplankton in different types of estuaries (using Curonian and Vistula estuaries as an example). *Inland Water Biology* 2(1): 72-81. DOI: [10.1134/S1995082909010118](https://doi.org/10.1134/S1995082909010118)

OECD: Eutrophication of waters. 1982. Monitoring, assessment and control. Paris.

Olenina I. 1998. Long-term changes in the Kursiu Marios lagoon: Eutrophication and phytoplankton response. *Ecologija* 1: 56-65.

Pilkaitytė R., Razinkovas A. 2006. Factors controlling phytoplankton blooms in a temperate estuary: nutrient limitation and physical forcing. *Hydrobiologia* 555: 41-48. DOI: [10.1007/s10750-005-1104-6](https://doi.org/10.1007/s10750-005-1104-6)

Semenova A.S., Aleksandrov S.V. 2009. The zooplankton consumption of primary production and an assessment of the waterbody trophic state on the basis of its structural and functional characteristics. *Inland Water Biology* 2(4): 348-354. DOI: [10.1134/S1995082909040099](https://doi.org/10.1134/S1995082909040099)

Vaičiūtė D., Bučas M., Bresciani M. et al. 2021. Hot moments and hotspots of cyanobacteria hyperblooms in the Curonian Lagoon (SE Baltic Sea) revealed via remote sensing-based retrospective analysis. *Science of the Total Environment* 769: 145053. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2021.145053](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145053)

Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Saltyte-Vaisiauske L. et al. 2018. Recent Trends (2012-2016) of N, Si, and P export from the Nemunas River Watershed: loads, unbalanced stoichiometry, and threats for downstream aquatic ecosystems. *Water* 10: 1178. DOI: [10.3390/w10091178](https://doi.org/10.3390/w10091178)

Wasmund N., Andrushaitis A., Lysiak-Pastuszek E. et al. 2001. Trophic status of the south-eastern Baltic sea: a comparison of coastal and open areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53: 849-864. DOI: [10.1006/ecss.2001.0828](https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0828)

Modelling of melt using simple and enhanced temperature-index models: testing for the Sygyktinsky Glacier, the Kodar Range (northern Transbaikalia, Russia)

Osipov E.Yu.^{1*}, Osipova O.P.^{1,2}

¹Limnological Institute, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya Str., 3, Irkutsk, 664033, Russia

²V.B. Sochava Institute of Geography, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya Str., 1, Irkutsk, 664033, Russia

ABSTRACT. Modelling snow and ice melt in drainage basins can significantly improve the forecasting of hydrological processes at local and regional scales. Melt rates on the surface of the Sygyktinsky Glacier were measured using an ultrasonic ranger and calculated by the physically based surface energy-balance (SEB) model with a 30-minute resolution for the period from 7 July to 23 August 2021. Two temperature-index models, simple (TM) and enhanced (ETM), were tested to calculate melt rates. All models used 30-minute meteorological data from automatic weather station installed in the central part of the glacier at the mean equilibrium line altitude (2561 m a.s.l.). The performance of the temperature-index models was assessed by comparing 30-minute melt rates with the physically based SEB model. The TM model used air temperature as a predictor, explaining up to 30% of the variability of melt rates. Meanwhile, the ETM model, taking into account incoming shortwave radiation and albedo besides air temperature, demonstrated significantly better performance. The model explained up to 90% of variance in the 30-minute melt rates. The advantages of the enhanced model can be used for future studies of spatial variability of melt rates on the Kodar glaciers.

Keywords: Kodar Range, Sygyktinsky Glacier, melt, surface energy balance, T-index model, shortwave radiation, albedo

For citation: Osipov E.Yu., Osipova O.P. Modelling of melt using simple and enhanced temperature-index models: testing for the Sygyktinsky Glacier, the Kodar Range (northern Transbaikalia, Russia) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - P. 1158-1177. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1158

1. Introduction

The glaciers of the Kodar Range (northern Transbaikalia) located in a remote area of northern Eurasia are highly sensitive to modern climate change. Remote sensing studies have shown that these glaciers had higher rates of shrinkage than elsewhere in Eastern Siberia (Osipov and Osipova, 2014). Since the end of the Little Ice Age (mid-19th century) to 2011, the Kodar glaciers have shrunk by an average of 62%. Moreover, as has been established by various studies, the highest rates of ice reduction were observed in the late 20th and early 21st centuries (Stokes et al., 2013; Osipov and Osipova, 2015). Accelerated glacier melt is mainly associated with increasing summer temperatures in the region (Stokes et al., 2013) and changes in synoptic conditions (Osipova and Osipov, 2022; Osipova

and Osipov, 2023). To understand the physical processes controlling the melting rates on the Sygyktinsky Glacier, one of the largest Kodar glaciers, the surface energy balance was computed using data collected by the automatic weather station with high temporal resolution (30 min) during the 2019 and 2020 melt seasons (Osipov et al., 2021; Osipov and Osipova, 2021). These studies showed that the largest contribution to ice melt comes from net radiation (86-95%), mainly due to net shortwave radiation (Osipov and Osipova, 2021; Osipov and Osipova, 2024). The energy balance model most accurately describes melt changes with high resolution and can be considered as a reference when performing other model assessments.

However, when extrapolating melt rates from the point to the glacier-wide scale or neighboring glaciers, it is inevitable to use simplified modelling approaches

*Corresponding author.

E-mail address: eduard@lin.irk.ru (E.Yu. Osipov)

Received: August 20, 2025; **Accepted:** October 03, 2025;

Available online: October 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



based on parameterization. The simplest models link melt to air temperature based on a linear relationship between these quantities (temperature-index or T-index models). They are widely used for assessment of glacier summer balances in various regions (Braithwaite, 1981; Hock, 2003). Testing of the simple T-index model for the Sygyktinsky Glacier showed that it well reproduce the mean and total seasonal ablation, but daily variability is modelled with a significant error (Osipov and Osipova, 2024). At the same time, the use of empirical melt coefficients calibrated separately for snow and ice improves the model accuracy. This indicates the influence of solar radiation gained by the glacier surface on the accuracy of temperature-index models (via albedo). Solar (shortwave) radiation is the main energy balance component of melting for most glaciers (Osipov and Osipova, 2021) and therefore it is used to improve simple temperature models (Hock, 1999; Pellicciotti et al., 2005).

The main objective of this study was to compare the performance of two temperature-index models for estimating ablation on the Sygyktinsky Glacier (Kodar Range). The first model uses only air temperature as input (simple model), while the second uses temperature and solar radiation as additional parameters (enhanced model). Both models were compared with melt rates computed by the physically based surface energy balance (SEB) model which used direct meteorological measurements on the Sygyktinsky glacier. High-resolution (30-minute) data were collected during the melt season (July-August) of 2021 using the automatic weather station.

2. Study area

Sygyktinsky Glacier is one of the largest glaciers in the Kodar Range (Fig. 1). It is the only transection glacier located in two river basins, Levaya Sygykta and Syulban. Accordingly, the glacier consists of two branches, southern and eastern. The area of the glacier is 0.83 km², the length is 2.1 km. The glacier ranges in elevation from 2300 to 2800 m above sea level (a.s.l.). The long-term average equilibrium line altitude of the glacier is 2510 m a.s.l. (Osipov and Osipova, 2019). Since July 2019, annual glaciological and meteorological observations were carried out on the glacier (Osipov et al., 2021).

3. Measurements on the glacier

3.1. Meteorological measurements

High-resolution meteorological data were used to calculate the surface energy balance and evaluate the T-index model parameters. In early July 2021, two automatic weather stations, WS1 and WS2, were installed 20 meters apart in the middle part of the glacier at an elevation of 2561 m a.s.l. (near the long-term average equilibrium line) (Fig. 1). WS1 measured air temperature and relative humidity, incoming and reflected shortwave radiation, and lowering of the glacier surface with using an ultrasonic ranger). The sensors were mounted on a vertical mast drilled into the

ice. WS2 was installed on a tripod, which was lowered simultaneously with melting glacier surface. It measured the following parameters: air temperature and relative humidity (at levels 0.5 and 2.0 m), wind speed and direction (at levels 1.0 and 2.0 m), and ice temperature in upper part of the glacier (using a thermistor cable with a distance between sensors of 10 cm). The gradient measurements of meteorological parameters at WS2 were used to calculate turbulent fluxes in the boundary air-glacier layer. A permanent automatic weather station (WS0) installed on the terminal moraine near the glacier (2529 m a.s.l.) measured air temperature, relative humidity, incoming and reflected shortwave radiation (using two different sensors), incoming and outgoing longwave radiation, wind speed and direction, atmospheric pressure, and liquid precipitation. The measurement errors for air temperature and shortwave/longwave radiation were ± 0.3 °C and $\pm 5\%$, respectively (Osipov et al., 2021). Measurements at all stations were performed synchronously at a frequency of 30 minutes and archived using autonomous recorders.

To characterize the reflectivity of glacier surface, the accumulative albedo was calculated as the ratio of the sums of reflected and incoming shortwave radiation over a 24-hour time window (van den Broeke et al., 2004). Using accumulative albedo instead of the traditional one makes it possible to neutralize potential errors associated with the incoming shortwave radiation measurements. Cloud cover analysis was performed using data from the Chara meteorological station, the closest to the glacier, located 50 km east of the glacier (8 measurements per day).

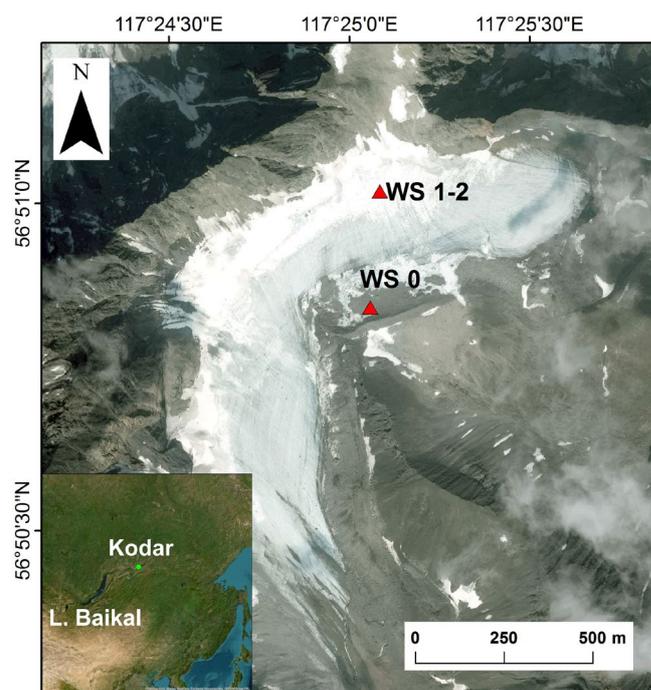


Fig.1. Location of the Sygyktinsky Glacier (Kodar Range, northern Transbaikalia) and three automatic weather stations (WS1, WS2 installed on the glacier itself and base station WS0 on its terminal moraine).

3.2. Measuring of ablation

At WS1, the glacier surface lowering was measured continuously (every 30 minutes) from 6 July to 20 August 2021 using an ultrasonic ranger mounted on a mast. Additionally, several ablation stakes were installed near the weather station. Measurements were taken several times per season. The stakes were periodically reinstalled due to thawing out. Since the weather station was located at the long-term mean equilibrium line the glacier surface was snow cover until 7 August and exposed ice after that date. Melt was calculated in water equivalent (w.e.) using the density measurements. Snow density was measured in early July in the snow pit near the weather station.

4. Surface energy balance model

The energy available for melt (Q_m) was calculated for 30-minute intervals based on meteorological measurements (calculation method was described in detail in (Osipov and Osipova, 2021)) as:

$$Q_m = S_{in} + S_{out} + L_{in} + L_{out} + H + LE + Q_r + Q_g, \quad (1)$$

where S_{in} and S_{out} are incoming and reflected shortwave radiation fluxes, L_{in} and L_{out} are incoming and outgoing longwave radiation fluxes, H and LE are the turbulent fluxes of sensible and latent heat, Q_r is heat supplied by rain, and Q_g is ground heat flux (into the snow cover and ice). All terms of the equation were taken to be positive if the heat fluxes were directed toward the surface and negative if directed away from it. All fluxes are expressed in $W m^{-2}$.

The fluxes of incoming and reflected shortwave radiation, as well as incoming longwave radiation, were measured directly at the weather stations. The longwave radiation emitted by the glacier surface was taken as constant and equal to $315.6 W m^{-2}$, based on the assumption that the melting surface has a temperature of $0^\circ C$ and emits as a black body. The fluxes of sensible and latent heat were calculated from gradient measurements in the boundary air-glacier layer at WS2 (air temperature, relative humidity, wind speed, and atmospheric pressure) using the bulk aerodynamic approach based on the Monin-Obukhov similarity the-

ory (Wagnon et al., 2003; Mölg and Hardy, 2004; Sun et al., 2012; Osipov and Osipova, 2021). Heat input with liquid precipitation (Q_r) was calculated according to (Hock and Holmgren, 2005). To calculate heat loss due to heat exchange with the glacier (Q_g), data from temperature measurements in a borehole using the thermistor cable were used.

Melt values calculated by using the energy balance model are in good agreement with the measurements by ultrasonic ranger and ablation stakes (Fig. 2). The exception is a short period from 18 to 25 July, when the melt measured by ultrasonic ranger exceeded that calculated from the energy balance. However, total melt values are similar (discrepancy is 92 mm w.e.). The greatest deviations are observed when the glacier is covered with snow. This suggests the influence of snow metamorphism on the change in rate of the glacier surface lowering. Taking into account the errors associated with measurements of glacier ablation by using stakes and ultrasonic ranger during short periods (Müller and Keeler, 1969; Munro, 1990; Osipov and Osipova, 2024) the surface energy balance (SEB) was used to calibrate the temperature-index models.

5. Temperature-index models

5.1. Simple temperature-index model

In the simple (“classical”) temperature-index model (TM) the melt (M_{TM}) is calculated using the equation (Pellicciotti et al., 2005):

$$M_{TM} = \begin{cases} DDF_{snow/ice} \times T & T > T_t \\ 0 & T \leq T_t \end{cases}, \quad (2)$$

where $DDF_{snow/ice}$ is the degree-day factor (coefficient of proportionality between air temperature and melt rate), different for snow and ice surfaces ($mm w.e. ^\circ C^{-1}$ per 30 min time-step), T is the air temperature of each time-step at the screen level of 2 m ($^\circ C$), T_t is the threshold temperature above which melt begins (here T_t is $1.0^\circ C$). The DDF values were calibrated separately for snow (7 July – 7 August) and ice (8–20 August) time periods. The optimum DDF value is $0.1042 mm 30 min^{-1} ^\circ C^{-1}$ for and $0.1457 mm 30 min^{-1} ^\circ C^{-1}$ for ice.

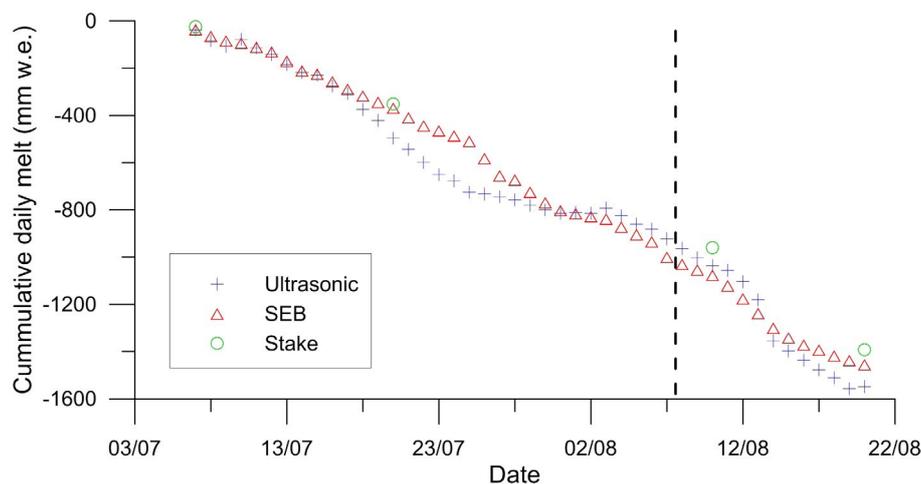


Fig.2. Comparison of cumulative daily ablation (mm w.e.) measured using ultrasonic ranger, ablation stakes, and calculated by the surface energy balance (SEB). The dotted line indicates the boundary between snow and ice surfaces.

5.2. Enhanced temperature-index model

In the enhanced temperature-index model (ETM), the melt (M_{ETM}) was calculated as the sum of two components, temperature and radiation (Pellicciotti et al., 2005):

$$M_{ETM} = \begin{cases} TF \times T + SRF(1-\alpha) \times G & T > T_i \\ 0 & T \leq T_i \end{cases}, \quad (3)$$

where α is albedo, G is incoming shortwave radiation ($W\ m^{-2}$), TF is temperature coefficient ($mm\ 30\ min^{-1}\ ^\circ C^{-1}$), SRF is shortwave radiation coefficient ($m^2\ mm\ W^{-1}\ 30\ min^{-1}$), T is air temperature at the 2 m screen level ($^\circ C$), T_i is threshold of temperature equal to $1.0\ ^\circ C$.

Since the model uses two variables, all possible combinations of them were tested and the one that shows the greatest efficiency of the model was selected (see below). It was found that the optimum value of the TF is $0.016\ mm\ 30\ min^{-1}\ ^\circ C^{-1}$, and of the SRF is $0.0067\ m^2\ mm\ W^{-1}\ 30\ min^{-1}$.

5.3. Evaluation of temperature-index models

The performance of both temperature-index models was assessed by calculating the efficiency criterion R^2 (Nash and Sutcliffe, 1970):

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (M_{ri} - M_{mi})^2}{\sum_{i=1}^n (M_{ri} - \bar{M}_r)^2}, \quad (4)$$

where M_r is the reference melt rate (according to the energy balance), M_m is the modelled melt rate (according to the temperature-index model), \bar{M}_r is the mean value of the reference melt rate, and n is the number of time-steps (here each time-step is 30 minutes).

6. Results

6.1. Melt and its links to albedo, temperature, and energy fluxes

Figure 3 shows 30 min melt rates calculated using the energy balance over the period from 7 July to 23 August, as well as albedo and air temperature. Melt rates range from 0 to 6.6 mm (at 11:00 on 7 August) with mean value of 0.67 mm. In July, the daytime (maximum) melt rates increased from 3.7 mm to 4.7 mm, while in August they decreased from 6.6 mm to 1.7 mm. Periods of lower rates ($< 2\ mm$) lasted 2-3 days were observed in July (23-25) and August (1-3, 8-10, and 19-20). Increased melt rates ($> 4\ mm$) occurred in July (26-27 and 29-30), as well as on 11-15 August.

Over the observation period, albedo varied from 0.03 to 0.97 with mean value of 0.47 ± 0.22 . Two different albedo regimes, associated with the change of physical conditions on the surface at the weather station site (from snow to ice), were observed. From 7 July to 7 August (snow surface) the albedo was high and less variable (mean value is 0.57, coefficient of variation is 0.29), while 8-23 August (ice surface) it was lower and more variable (mean value is 0.21, coefficient of variation is 0.52). Strong variability of albedo is caused by the influence of snow metamorphism and its gradual contamination with detrital material coming from the surrounding slopes during the melt season (see decreasing trend of albedo with slope of -0.13 per 10 days in Fig. 3a), as well as by summer snowfalls (see pronounced peaks of albedo in Fig. 3a).

Air temperature clearly reflects both diurnal and synoptic (5-10 days) variability (Fig. 3b). In general, melt rates increase with decreasing albedo and increas-

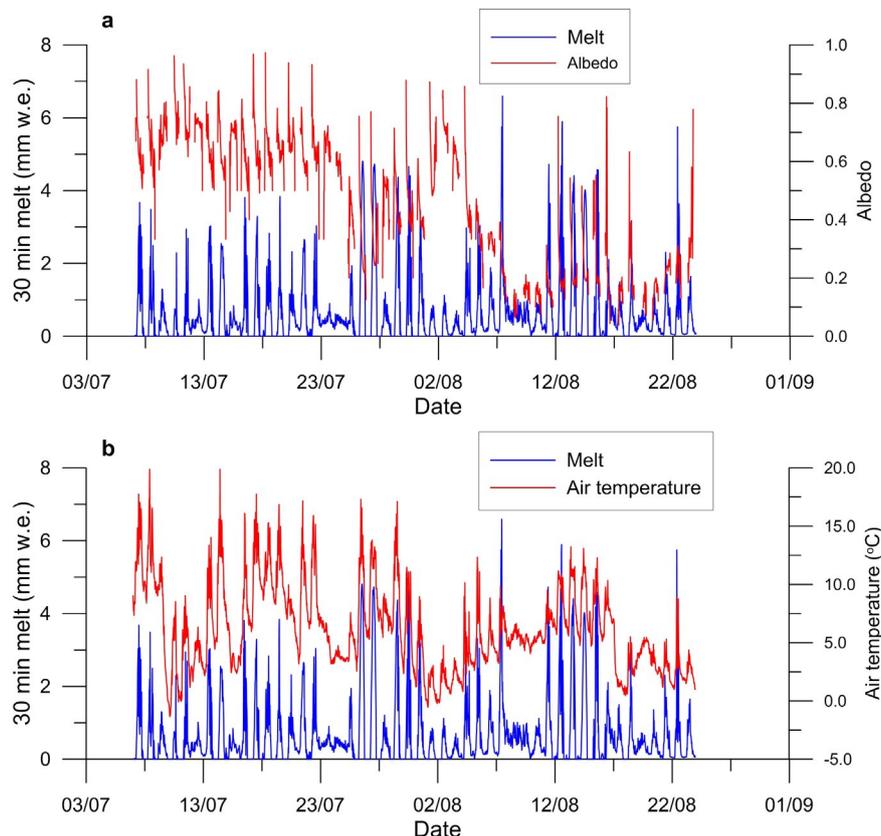


Fig. 3. 30-minute melt rates calculated by the energy balance for the period 7 July – 23 August 2021 compared with values of albedo (a) and air temperature (b).

ing air temperature. However, the relationship between 30 min melt values and air temperature is rather weak, but statistically significant ($R^2=0.25$, $n=2304$, $p<0.001$).

Figure 4 shows the diurnal cycle of melt rates computed from the energy balance and averaged for the observation period, compared with incoming shortwave radiation and air temperature. The melt rate increases sharply from 5 a.m. to 11 a.m. (maximum of daily melt is $1.9 \text{ mm } 30 \text{ min}^{-1}$), and then decreases sharply to 6 p.m. In the evening and at night, melt does not exceed $0.2 \text{ mm } 30 \text{ min}^{-1}$, despite air temperatures above 4°C . It is obvious that the diurnal cycle of melt is more consistent with shortwave (solar) radiation (a more pronounced daytime peak) than with air temperature, the diurnal cycle of which is smoother.

The mean values of energy fluxes, their contribution to snow/ice melt and correlations with air temperature are presented in Table 1. The net shortwave radiation is the primary source of melting energy (93%). The net longwave radiation of the glacier surface is negative, therefore the net radiation, on average, provides up to 87% of energy for melt. Sensible and latent turbulent heat fluxes are minor and together account for 12%. Heat coming from liquid precipitation accounted for less than 2%. The relationships between air temperature and most of energy sources are statistically significant, but not very strong (Table 1). The closest relationship is observed between air temperature and incoming and reflected shortwave radiation ($R^2=0.36-0.38$). However, the relationship of temperature with longwave radiation and turbulent fluxes is very weak. The relationship between air temperature and melt energy is quite moderate ($R^2=0.22$).

6.2. Evaluation of performance of temperature-index models

The performance characteristics of two temperature-index models compared to the reference melt rates calculated by the physically based surface energy balance (SEB) are listed in Table 2 and shown graphically in Figure 5. The simple model (TM) rather roughly characterizes the glacier ablation. At the same time, the use of shortwave radiation in the enhanced model (ETM) significantly improves the accuracy of melt modelling (the root mean square error is three times smaller). The

TM model slightly overestimates the mean and total melt and poorly reproduces its diurnal variations. At the same time, the ETM model slightly underestimates the mean melt rate and total ablation, but reproduces diurnal variations of melt very well.

Both temperature-index models best simulate the melting of the glacier's ice surface (Table 3). This is especially true for the ETM model, which takes into account the radiation factor more accurately. The TM model using different DDF for snow and ice accounts for shortwave radiation rather roughly (through the different albedo values for snow and ice), while the ETM model directly includes solar radiation factor. Overall, the ETM model explains approximately 90% of the melt rate variations calculated by the energy balance, while the performance of the TM model does not exceed 30%. The high efficiency of the ETM model makes it well suited for use in the ablation zone of Kodar glaciers. The average ice melt rate, compared to snow, was 10% and 6% higher in the TM and ETM models, respectively. However, at the weather station site, the total snow melt exceeded the ice melt by 1.8-1.9 times due to the longer period of snow cover compared to exposed ice (32 and 13 days, respectively).

Figure 6 shows diurnal cycles of melt rates calculated by two T-index models in comparison with the reference melt values. It is clear that the TM model estimates well the daily average melt, but poorly reproduces the diurnal cycle. On average, it underestimates daytime melt (by 48% of the reference values) and significantly overestimates nighttime melt (by 460%). This is due to the temporal variability of melt rates, which is not accounted for by the model. In contrast to the TM, the ETM model reproduces the diurnal cycle of melt very well, although the maximum melt is also slightly underestimated (90% of the reference value).

Melt rates are influenced by the cloudiness. Figure 7 shows the 30-minute melting rates under different cloud cover conditions. For example, 23-24 July occurred overcast conditions (daytime cloud cover was 100%), while July 26-27 were sunny (0-25% cloud cover). It is evident that under cloudy conditions, the ETM model underestimates ablation (30% of the reference value), while the TM model slightly overestimates it (111%). Conversely, under clear-sky conditions, the ETM model slightly overestimates ablation (107%), while the TM greatly underestimates it (64%). In gen-

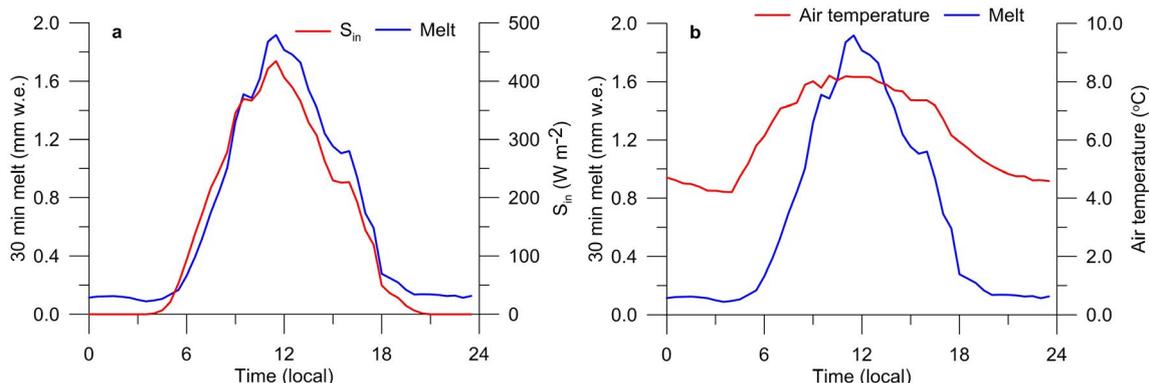


Fig.4. Diurnal cycle of melt rate calculated by the energy balance compared with incoming shortwave radiation S_{in} (a) and air temperature (b). Data averaged for the period 7 July – 23 August 2021.

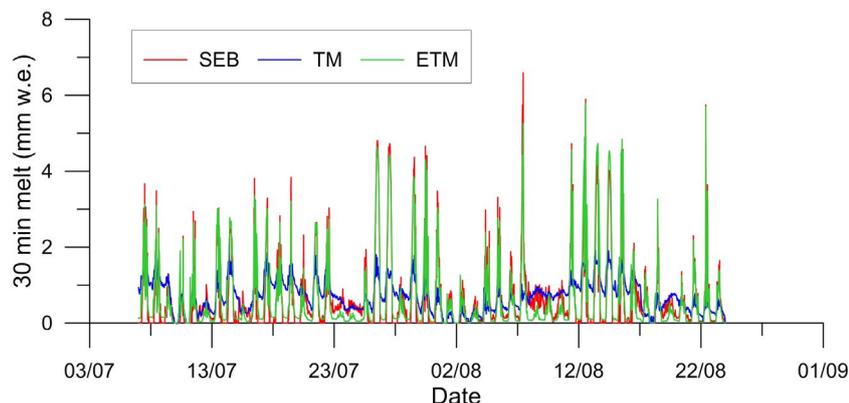


Fig.5. Comparison of 30-min melt rates (mm w.e.) calculated by the energy balance (SEB), simple (TM) and enhanced (ETM) temperature-index models.

eral, with increasing of cloud cover (above 65%) the TM model tends to overestimate ablation, while the ETM, conversely, to underestimate it.

6.3. Sensitivity of model parameters

To assess the sensitivity of parameters, we changed DDF, TF, and SRF relative to the optimum value in 10% increments. One of the parameters was varied (DDF snow or DDF ice, TF or SRF), while the other remained at its optimum value. Figure 8a shows the effect of DDF parameter on the TM model performance. It is evident that the model is approximately equally sensitive to DDF of snow and ice, although the sensitivity is slightly higher for DDF ice. Total seasonal melt is most sensitive to changes in DDF snow (Fig. 8b). This is explained by the longer duration of snow cover compared to exposed ice.

The sensitivity of the ETM model is shown in Figure 9. It can be seen that the radiation parameter SRF is most sensitive.

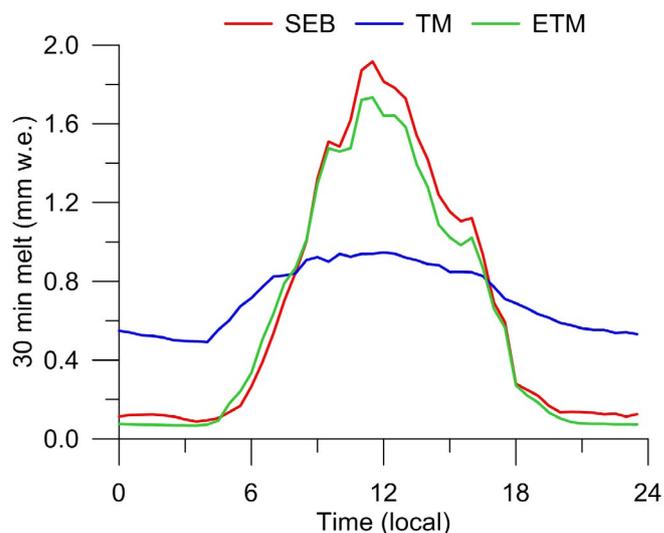


Fig.6. Comparison of averaged diurnal cycles of 30-min melt rate (mm w.e.) calculated by the energy balance (SEB), simple (TM), and enhanced (ETM) temperature-index models.

Table 1. Mean values of 30-minute energy fluxes* on the glacier surface, their contribution to melt and relationship with air temperature for the period from 7 July to 20 August 2021 (n = 2304)

Parameter	Value ($W m^{-2}$)	Contribution to melt (%)	Relationship with temperature (R^2)
Incoming shortwave radiation (S_{in})	143.5	177.8	0.38
Reflected shortwave radiation (S_{out})	-68.1	-84.4	0.36
Incoming longwave radiation (L_{in})	310.3	384.5	0.09
Outgoing longwave radiation (L_{out})	-315.6	-391.1	-
Net shortwave radiation (S_{net})	75.4	93.4	0.28
Net longwave radiation (L_{net})	-5.3	-6.6	0.09
Net radiation (R_{net})	70.0	86.7	0.22
Sensible-heat flux (H)	5.1	6.3	0.01
Latent-heat flux (LE)	4.5	5.6	0.00
Turbulent heat fluxes (H + LE)	9.6	11.9	0.00
Energy supplied by rain (Q_r)	1.3	1.6	0.01
Ground heat flux (Q_g)	-0.34	-0.4	-
Energy available for melt (Q_m)	-80.7	-100.0	0.22

Note: * Energy fluxes directed toward the surface have positive values, while those away from the surface negative. Statistically significant relationships ($p < 0.05$) are highlighted in bold.

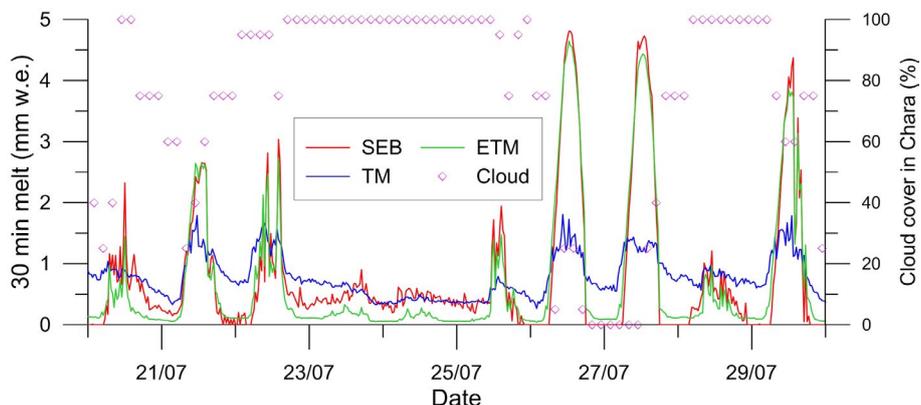


Fig.7. Comparison of 30-min melt rates (mm w.e.) calculated by the energy balance (SEB), simple (TM), and enhanced (ETM) temperature-index models under different cloud conditions for the period 20-30 July 2021. Total cloud cover (%) data are from the nearest meteorological station Chara.

7. Discussion

The study conducted on the Sygyktinsky Glacier found a significant but moderate positive relationship between 30-minute values of air temperature and melt rates ($R^2=0.25$). This is consistent with the previous results obtained from the daily average data (Osipov and Osipova, 2024). This finding significantly limits the use of simple temperature-index models for simulations of melt on the Kodar glaciers. A possible explanation for relatively weak relationship between air temperature and melt is the low contribution of main energy fluxes to air temperature, which is expressed by rather weak correlations between these parameters. Temperature is most closely related to shortwave radiation, however, the radiation factor explains no more than 40% of temperature variability. It is believed that longwave radiation, together with the sensible heat flux ($\frac{3}{4}$ of the total melt energy), strongly depend on the air temperature above the glacier and determine the physical mechanism for the relationship between melt and air temperature (Ohmura, 2001). However, our studies on the Sygyktinsky Glacier shown no relationship between high-resolution air temperature and longwave radiation ($R^2=0.09$) and turbulent fluxes ($R^2=0.01$). The weakening of the link between temperature and longwave radiation may be due to the influence of the moisture content of the glacier-air layer on the relative emissivity of the atmosphere (Ebrahimi and Marshall, 2015). On the other hand, turbulent heat exchange on the glacier is largely controlled not by temperature, but by wind speed (Osipov and Osipova, 2021). The summer period here is characterized by extremely low wind speeds, due to the predominance of low-gradient baric fields (Osipova and Osipov, 2022).

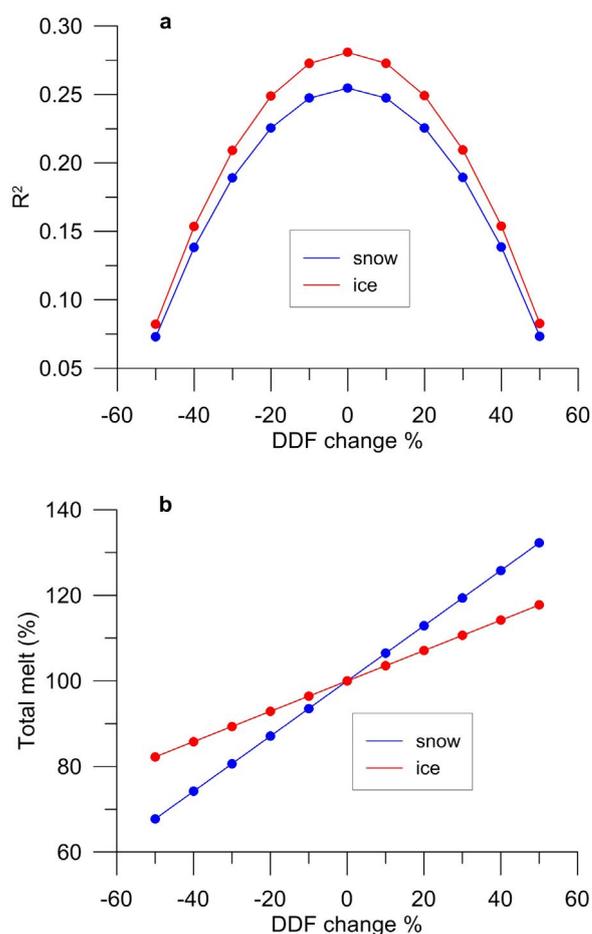


Fig.8. Sensitivity of the TM model to degree-day factors (DDF) for snow and ice expressed as efficiency criterion R^2 (a) and relative change of total seasonal melt (b). The DDF change step is 10%.

Table 2. Performance characteristics of temperature-index models TM and ETM compared to the energy balance model (SEB) calculated for the period 7 July – 23 August 2021.

Model	Total melt (mm w.e.)	Mean melt (mm w.e. 30 min ⁻¹)	Standard deviation (mm w.e. 30 min ⁻¹)	RMSE	R^2
SEB	1533	0.67	0.96	-	-
TM	1646	0.71	0.42	0.82	0.26
ETM	1423	0.62	0.96	0.27	0.92

Table 3. Melt parameters and efficiency criterion (R^2) of two temperature-index models (in comparison with the energy balance model) calculated separately for snow and ice at the weather station site.

Model	Mean melt (mm w.e. 30 min ⁻¹)		Total melt (mm w.e.)		R^2	
	snow	ice	snow	ice	snow	ice
SEB	0.65	0.69	1001	532	-	-
TM	0.69	0.76	1062	584	0.25	0.28
ETM	0.61	0.64	930	494	0.92	0.92

Approximately 90% of the melt energy of the glacier comes from the net radiation, primarily its shortwave component. Therefore, the introduction of radiation parameters into temperature-index models can significantly improve their accuracy. The enhanced model presented in this paper, in addition to temperature, also takes into account incoming shortwave radiation and albedo and explains up to 90% of the melt rate variability, which is three times better than the efficiency of simple (“classical”) T-index model (not more than 30%). The obtained estimates are in good agreement with data from other glaciated regions. For example, on the d’Arolla Glacier (Switzerland), the enhanced temperature-index model with two additional parameters (shortwave radiation and albedo) explained up to 95% of the melt rate variability (Pellicciotti et al., 2005).

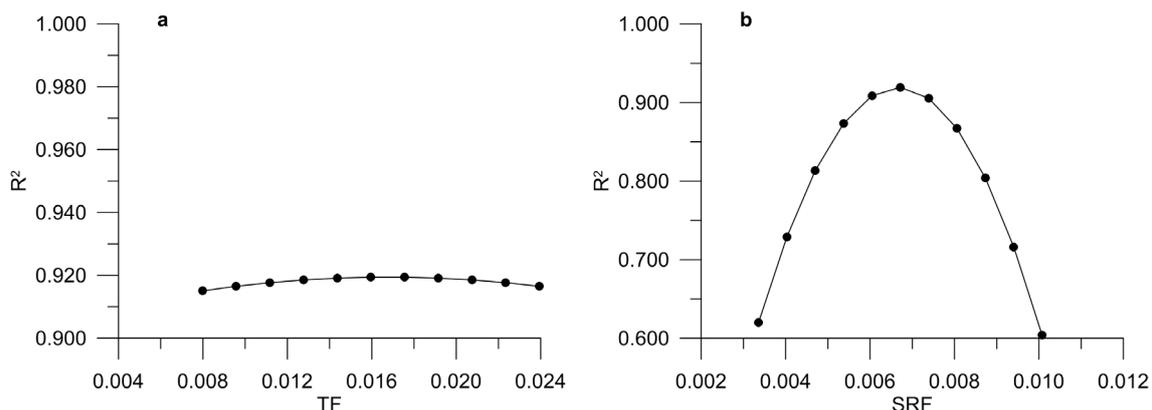
The simple T-index model provides a good estimate of the daily average melt, but it poorly reproduces the diurnal melt cycle. This is because the model does not take into account the temporal variability of the DDF. For example, studies on the Storglaciären glacier (Sweden) shown that these coefficients are subject to distinct diurnal cycles, with values fluctuating between 0 and 15 mm day⁻¹ °C⁻¹ (Hock, 1999). With a constant DDF, the melting rate is overestimated at night and underestimated during the daytime, that is, the diurnal amplitudes of the melt rate are significantly underestimated (Fig. 6). Unlike the simple T-index models (Ohmura, 2001; Hock, 2003), the ETM model allows simulating melt changes with a much better temporal resolution (on the diurnal scale). In addition, this model much more accurately takes into account changes in surface albedo, which is an important melting factor that requires consideration in temperature models (Lang and Braun, 1990). The simple T-index

model accounts for albedo rather crudely using the melting coefficients calculated separately for snow and ice (Osipov and Osipova, 2024). However, the model completely ignores albedo changes associated with snow metamorphism and summer snowfalls, as well as contamination of the glacier surface by material transported from mountain slopes. Our study on the glacier showed that such albedo variability occurs during the summer season.

In addition to the shortwave radiation component, air temperature variability also has an advective origin. For example, this study confirmed the previous finding that the air temperature changes on the Sygyktinsky Glacier show a periodicity of 3 to 12 days (Osipov et al., 2021). These changes are obviously caused by multi-scale atmospheric (mainly synoptic) variability in the lower troposphere. Accordingly, changes in weather types should influence the relative contribution of different energy sources to snow/ice melt and the variability of DDF (Lang and Braun, 1990). Therefore, the use of additional synoptic parameters in temperature-index models should contribute to improving the efficiency of melt modelling of Kodar glaciers.

8. Conclusion

A comparative analysis of two temperature-index models was conducted for the 2021 melt season on the Sygyktinsky Glacier (Kodar Range, northern Transbaikalia). The models were calibrated and tested using the 30-minute melt rates calculated for a single glacier point by using the physically based energy balance from meteorological data. The measurements were conducted using three automatic weather stations installed on the glacier (2561 m a.s.l.) and terminal

**Fig.9.** Sensitivity of the ETM model (efficiency criterion R^2) to TF (a) and SRF (b) values. The change step of both parameters is 10%.

moraine (2529 a.s.l.). In addition, ablation was measured at the weather station site by using the ultrasonic ranger with a 30-minute resolution and ablation stakes. A comparison of the measured melt values with those calculated using the energy balance showed good agreement. An assessment of the energy balance components during the ablation period revealed that the net shortwave radiation makes the largest energy contribution to melt (93%). Correlation analysis revealed a statistically significant but weak relationship between air temperature and melt rates ($R^2 = 0.25$), which is explained by the insignificant contribution of energy fluxes to air temperature variability (up to 40%). The simple (“classical”) temperature-index model (TM), using air temperature as a parameter, explains no more than 30% of the 30 min melt variability. Moreover, the model tends to overestimate nighttime and underestimate daytime melt. The enhanced temperature-index model (ETM), which takes into account air temperature, incoming shortwave radiation, and albedo, demonstrated the best performance in calculating the melt rates and explained approximately 90% of their variability. Unlike the TM, the ETM model reproduces the diurnal cycle of melting well. Inclusion of additional temperature-independent parameters (shortwave radiation and albedo) in the model significantly improves its efficiency and temporal resolution. The enhanced model can be used for spatial modelling of melt on the Kodar glaciers, as well as on other inland glaciers with a significant contribution of shortwave radiation to melt.

Acknowledgements

This study was supported by the Russian Science Foundation (grant No. 24-27-00165, <https://rscf.ru/project/24-27-00165/>). The authors thank V. Ryzhy, S. Logvinenko, I. Enushchenko, and V. Isaev for their assistance in conducting the field campaign.

Conflict of interests

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Braithwaite R.J. 1981. On glacier energy balance, ablation, and air temperature. *Journal of Glaciology* 27 (97): 381–391. DOI: [10.3189/S0022143000011424](https://doi.org/10.3189/S0022143000011424)
- Ebrahimi S., Marshall S.J. 2015. Parameterization of incoming longwave radiation at glacier sites in the Canadian Rocky Mountains. *Journal of geophysical research: Atmospheres* 120 (24): 12536–12556. DOI: [10.1002/2015JD023324](https://doi.org/10.1002/2015JD023324)
- Hock R. 1999. A distributed temperature-index ice-and snowmelt model including potential direct solar radiation. *Journal of Glaciology* 45 (149): 101–111. DOI: [10.3189/S0022143000003087](https://doi.org/10.3189/S0022143000003087)
- Hock R. 2003. Temperature index melt modelling in mountain areas. *Journal of hydrology* 282 (1–4): 104–115. DOI: [10.1016/S0022-1694\(03\)00257-9](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00257-9)
- Hock R., Holmgren B. 2005. A distributed surface energy-balance model for complex topography and its application to Storglaciären, Sweden. *Journal of Glaciology* 51 (172): 25–36. DOI: [10.3189/172756505781829566](https://doi.org/10.3189/172756505781829566)
- Lang H., Braun L. 1990. On the information content of air temperature in the context of snow melt estimation. *IAHS Publ.* 190: 347–354.
- Mölg T., Hardy D.R. 2004. Ablation and associated energy balance of a horizontal glacier surface on Kilimanjaro. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 109 (D16): 1–13. DOI: [10.1029/2003JD004338](https://doi.org/10.1029/2003JD004338)
- Müller F., Keeler C.M. 1969. Errors in short-term ablation measurements on melting ice surfaces. *Journal of Glaciology* 8 (52): 91–105. DOI: [10.3189/S0022143000020785](https://doi.org/10.3189/S0022143000020785)
- Munro D.S. 1990. Comparison of melt energy computations and ablatometer measurements on melting ice and snow. *Arctic and Alpine Research* 22 (2): 153–162. DOI: [10.1080/00040851.1990.12002777](https://doi.org/10.1080/00040851.1990.12002777)
- Nash J.E., Sutcliffe J.V. 1970. River flow forecasting through conceptual models. Part I. A discussion of principles. *Journal of hydrology* 10 (3): 282–290. DOI: [10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Ohmura A. 2001. Physical basis for the temperature-based melt-index method. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 40 (4): 753–761. DOI: [10.1175/1520-0450\(2001\)040<0753:PBFTTB>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2001)040<0753:PBFTTB>2.0.CO;2)
- Osipov E.Y., Osipova O.P. 2014. Mountain glaciers of southeast Siberia: current state and changes since the Little Ice Age. *Annals of Glaciology* 55 (66): 167–176. DOI: [10.3189/2014AoG66A135](https://doi.org/10.3189/2014AoG66A135)
- Osipov E.Y., Osipova O.P. 2015. Glaciers of the Levaya Sygykta River watershed, Kodar Ridge, southeastern Siberia, Russia: modern morphology, climate conditions and changes over the past decades. *Environmental Earth Sciences* 74 (3): 1969–1984. DOI: [10.1007/s12665-015-4352-4](https://doi.org/10.1007/s12665-015-4352-4)
- Osipov E.Y., Osipova O.P. 2019. Reconstruction of the Little Ice Age glaciers and equilibrium line altitudes in the Kodar Range, southeast Siberia. *Quaternary International* 524: 102–114. DOI: [10.1016/j.quaint.2018.11.033](https://doi.org/10.1016/j.quaint.2018.11.033)
- Osipov E.Y., Osipova O.P. 2021. Surface energy balance of the Sygkytinsky Glacier, south Eastern Siberia, during the ablation period and its sensitivity to meteorological fluctuations. *Scientific Reports* 11 (1): 21260. DOI: [10.1038/s41598-021-00749-x](https://doi.org/10.1038/s41598-021-00749-x)
- Osipov E.Y., Osipova O.P. 2024. Measuring and modeling of ablation on the Sygkytinsky glacier (Kodar Ridge). *Led i sneg [Ice and Snow]* 64 (3): 358–372. DOI: [10.31857/S2076673424030045](https://doi.org/10.31857/S2076673424030045) (In Russian)
- Osipov E.Y., Osipova O.P., Vasilenko O.V. 2021. Meteorological regime of the Sygkytinsky Glacier (the Kodar Ridge) during the ablation period. *Led i sneg [Ice and Snow]* 61 (2): 179–194. DOI: [10.31857/S2076673421020080](https://doi.org/10.31857/S2076673421020080) (In Russian)
- Osipova O.P., Osipov E.Y. 2022. Objective classification of weather types for the Eastern Siberia over the 1970–2020 period using the Jenkinson and Collison method. *Atmospheric Research* 277: 106291. DOI: [10.1016/j.atmosres.2022.106291](https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2022.106291)
- Osipova O.P., Osipov E.Y. 2023. Influence of atmospheric processes on the dynamics of Kodar Glaciers. *Geography and Natural Resources* 44 (4): 99–107. DOI: [10.15372/GIPR20230410](https://doi.org/10.15372/GIPR20230410) (In Russian)
- Pellicciotti F., Brock B., Strasser U. et al. 2005. An enhanced temperature-index glacier melt model including the shortwave radiation balance: development and testing for Haut Glacier d’Arolla, Switzerland. *Journal of Glaciology* 51 (175): 573–587. DOI: [10.3189/172756505781829124](https://doi.org/10.3189/172756505781829124)
- Stokes C., Shahgedanova M., Evans I. et al. 2013. Accelerated loss of alpine glaciers in the Kodar Mountains, south-eastern Siberia. *Global and Planetary Change* 101: 82–96. DOI: [10.1016/j.gloplacha.2012.12.010](https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2012.12.010)
- Sun W., Qin X., Ren J. et al. 2012. The Surface Energy Budget in the Accumulation Zone of the Laohugou Glacier No. 12 in the Western Qilian Mountains, China, in Summer

2009. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 44 (3): 296–305.
DOI: [10.1657/1938-4246-44.3.296](https://doi.org/10.1657/1938-4246-44.3.296)

van den Broeke M., van As D., Reijmer C., van de Wal R. 2004. Assessing and improving the quality of unattended radiation observations in Antarctica. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 21 (9): 1417–1431.
DOI: [10.1175/1520-0426\(2004\)021<1417:AAITQO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(2004)021<1417:AAITQO>2.0.CO;2)

Wagnon P., Sicart J.-E., Berthier E. et al. 2003. Wintertime high-altitude surface energy balance of a Bolivian glacier, Illimani, 6340 m above sea level. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 108 (D6): 1–14. DOI: [10.1029/2002JD002088](https://doi.org/10.1029/2002JD002088)

Моделирование таяния с использованием простой и улучшенной температурно-индексных моделей: тестирование для Сыгыктинского ледника, хребет Кодар (Забайкалье, Россия)

Осипов Э.Ю.^{1*}, Осипова О.П.^{1,2}

¹ Лимнологический институт СО РАН, ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033, Россия

² Институт географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, ул. Улан-Баторская, 1, Иркутск, 664033, Россия

АННОТАЦИЯ. Моделирование таяния снега и льда в речных бассейнах позволяет существенно улучшить прогнозирование гидрологических процессов в локальном и региональном масштабах. Скорость таяния на поверхности Сыгыктинского ледника (хребет Кодар, северное Забайкалье) была измерена ультразвуковым датчиком, а также рассчитана на основе физически обоснованной модели поверхностного энергетического баланса (SEB) с 30-минутным разрешением за период с 7 июля по 23 августа 2021 г. Для расчета таяния были протестированы две T-индексные модели, простая (TM) и усовершенствованная (ETM). Все модели использовали данные 30-минутных метеорологических измерений с помощью автоматической метеостанции, установленной в средней части ледника на высоте многолетней границы питания (2561 м). Эффективность T-индексных моделей была оценена с помощью сравнения 30-минутных скоростей таяния с физически обоснованной моделью SEB. Модель TM использует в качестве предиктора температуру воздуха объясняет до 30% изменчивости таяния. В то же время модель ETM, учитывающая кроме температуры также приходящую коротковолновую радиацию и альбедо, показала намного лучшую эффективность и объяснила до 90% изменчивости в эталонной скорости таяния ледника. Преимущества усовершенствованной модели позволяют использовать ее в дальнейшем при пространственном моделировании таяния ледников Кодара.

Ключевые слова: хребет Кодар, Сыгыктинский ледник, таяние, поверхностный энергетический баланс, T-индексная модель, коротковолновая радиация, альбедо

Для цитирования: Осипов Э.Ю., Осипова О.П. Моделирование таяния с использованием простой и улучшенной температурно-индексных моделей: тестирование для Сыгыктинского ледника, хребет Кодар (Забайкалье, Россия) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - С. 1158-1177. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1158

1. Введение

Ледники хребта Кодар (северное Забайкалье) расположенные в труднодоступном районе северной Евразии являются очень чувствительными к современным климатическим изменениям. Дистанционные исследования показали, что эти ледники имели более высокие скорости сокращения по сравнению с другими ледниками в Восточной Сибири (Osipov and Osipova, 2014). С конца малого ледникового периода (середина XIX века) до 2011 г. ледники Кодара сократились в среднем на 62%. При этом, как было установлено разными исследовани-

ями наибольшие скорости сокращения оледенения наблюдались в конце XX и начале XXI в. (Stokes et al., 2013; Osipov and Osipova, 2015). Ускорение таяния ледников, в основном, связывается с повышением летней температуры в регионе (Stokes et al., 2013), изменением синоптических условий (Osipova and Osipov, 2022; Осипова и Осипов, 2023). Для понимания физических процессов, контролирующих скорость таяния на одном из крупнейших ледников Кодара (Сыгыктинском) в течение двух летних сезонов 2019-2020 гг. с помощью автоматической метеостанции были проведены исследования поверхностного теплового баланса ледника с высоким

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: eduard@lin.irk.ru (Э.Ю. Осипов)

Поступила: 20 августа 2025; **Принята:** 03 октября 2025;

Опубликована online: 31 октября 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



(30 минут) временным разрешением (Осипов и др., 2021; Osipov and Osipova, 2021). Эти исследования показали, что наибольший вклад в таяние ледника (86-95%) вносит радиационный баланс, главным образом за счет коротковолновой радиации (Osipov and Osipova, 2021; Осипов и Осипова, 2024). Модель теплового баланса ледниковой поверхности наиболее точно описывает изменения таяния с высоким разрешением и может рассматриваться в качестве эталонной при выполнении других модельных оценок.

Однако при экстраполяции таяния из одной точки ледника на всю его поверхность или соседние ледники неизбежно приходится использовать упрощенные модельные подходы на основе параметризации. Наиболее простые модели связывают таяние с температурой воздуха на основе линейной зависимости между этими величинами (температурно-индексные или T-индексные модели). Они широко используются при оценке летнего баланса ледников в различных регионах (Braithwaite, 1981; Hock, 2003). Тестирование простых T-индексных моделей на Сыгыктинском леднике показало, что эти модели хорошо воспроизводят среднюю и суммарную абляцию, однако межсуточные колебания воспроизводятся со значительной ошибкой (Осипов и Осипова, 2024). При этом использование коэффициентов таяния различных для снега и льда улучшает точность модели. Это говорит о влиянии изменчивости поглощения/отражения солнечной радиации на поверхности ледника (через альбедо) на точность температурных моделей. Коротковолновая (солнечная) радиация является главной энергетической составляющей таяния большинства ледников (Osipov and Osipova, 2021) и поэтому используется для улучшения простых температурных моделей (Hock, 1999; Pellicciotti et al., 2005).

Основной целью данной работы был сравнительный анализ эффективности двух типов температурных моделей для оценки абляции Сыгыктинского ледника (хребет Кодар). Первый тип моделей использует в качестве исходных данных только температуру воздуха (простая модель), а второй – температуру и солнечную радиацию как дополнительный параметр (улучшенная модель). Обе модели сравнивались с таянием, рассчитанным с помощью физически обоснованной модели поверхностного энергетического баланса, использующей непосредственные метеорологические измерения на леднике. Фактические данные высокого (30-минутного) разрешения были получены на Сыгыктинском леднике в сезон абляции (июль–август) 2021 г. с помощью автоматической метеостанции.

2. Район исследований

Сыгыктинский ледник – один из крупнейших ледников хребта Кодар (Рис. 1). Это единственный ледник перемётного типа, расположенный сразу в двух речных бассейнах – Лево́й Сыгыкты и Сюльбана. Соответственно, ледник состоит из двух ветвей, южной и восточной. Площадь ледника 0.83 км²,

длина 2,1 км. Ледник расположен на высоте 2300-2800 м над уровнем моря. Средняя многолетняя высота границы питания ледника составляет 2510 м над уровнем моря (Osipov and Osipova, 2019). С июля 2019 г. на леднике проводятся регулярные гляциологические и метеорологические наблюдения (Осипов и др., 2021).

3. Измерения на леднике

3.1. Метеорологические измерения

Для оценки параметров температурной модели, а также для моделирования энергетического баланса ледника использовались метеорологические данные высокого разрешения. В начале июля 2021 г. в средней части ледника на высоте 2560 м (средняя многолетняя высота границы питания) на расстоянии 20 м друг от друга были установлены две автоматические метеостанции – WS1 и WS2 (Рис. 1). WS1 измеряла: температуру и относительную влажность воздуха, приходящую и отраженную коротковолновую радиацию, а также высоту ледниковой поверхности (ультразвуковым датчиком). Датчики были установлены на вертикальной мачте, забуренной в лед. WS2 была установлена на трене, которая опускалась синхронно с понижением поверхности ледника в процессе таяния. Она измеряла следующие параметры: температуру и относительную влажность воздуха (на уровнях 0.5 и 2.0 м), скорость и направление ветра (на уровнях 1.0 и 2.0 м), температуру верхней части ледника (термокозой с расстояниями между датчиками 10 см). Данные градиентных измерений метеопараметров на WS2 использовались для расчета турбулентных потоков в приледниковом слое. На конечной морене вблизи

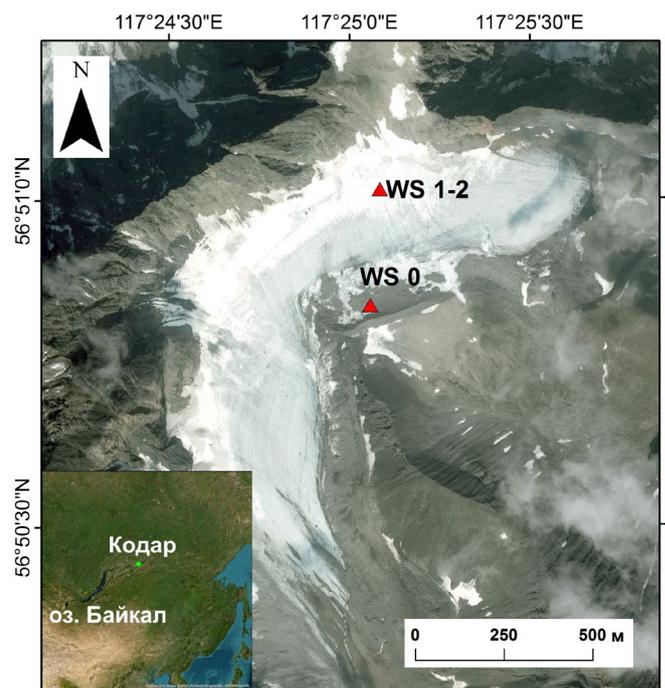


Рис. 1. Расположение Сыгыктинского ледника (хребет Кодар, северное Забайкалье) и трех автоматических метеостанций (WS1, WS2 на леднике и базовой станции WS0 на конечной морене).

края ледника работала постоянная (базовая) автоматическая метеостанция (WS0), которая измеряла: температуру и относительную влажность воздуха, проходящую и отраженную коротковолновую радиацию (двумя разными датчиками), проходящую и излучаемую длинноволновую радиацию, скорость и направление ветра, атмосферное давление и жидкие осадки. Погрешности измерения температуры воздуха, коротковолновой/длинноволновой радиации составили, соответственно, $\pm 0,3^\circ\text{C}$ и $\pm 5\%$ (Осипов и др., 2021). Измерения на всех станциях выполнялись синхронно с частотой 30 минут и архивировались с помощью автономных регистраторов.

Для характеристики отражающей способности ледниковой поверхности использовалось аккумулятивное альbedo, рассчитанное как отношение сумм отраженной и поступающей коротковолновой радиации в 24-часовом временном окне (van den Broeke et al., 2004). Использование аккумулятивного альbedo вместо традиционного позволяет нейтрализовать возможные ошибки, связанные с измерением коротковолновой радиации. При анализе облачности были использованы данные ближайшей к леднику метеостанции Чара, расположенной в 50 км к востоку от ледника (8 измерений в сутки).

3.2. Измерение абляции

На станции WS1 понижение поверхности ледника измерялось непрерывно (частота 30 минут) с помощью ультразвукового датчика, установленного на мачте с 6 июля по 20 августа 2021 г. Дополнительно рядом с метеостанцией устанавливались абляционные рейки. Измерения по рейкам проводились несколько раз за сезон. Из-за вытаивания рейки периодически переустанавливались. Метеостанция находилась на уровне средней многолетней границы питания, поэтому поверхность ледника была снежной до 7 августа и ледяной после этой даты. Абляция рассчитывалась как водный эквивалент (в.э.) таяния снега и льда с помощью данных измерения плотности. Плотность снега измерялась в шурфе рядом с метеостанцией в начале июля.

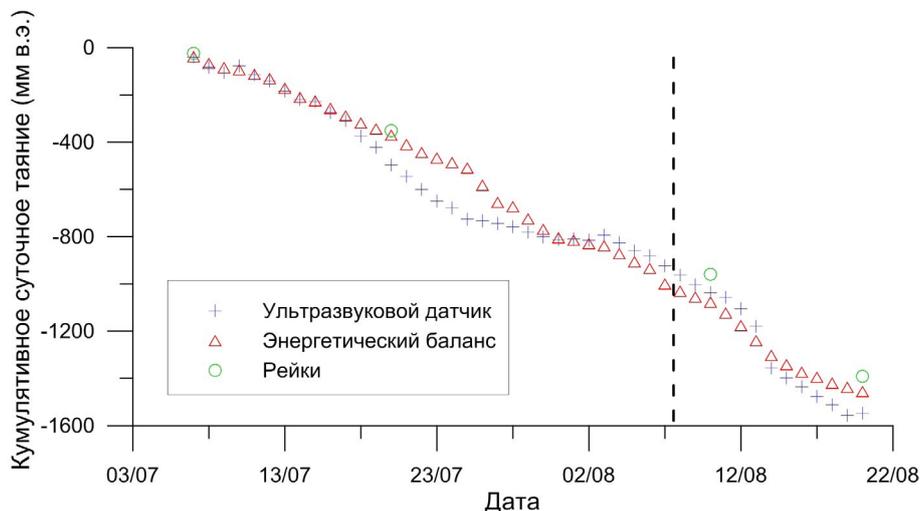


Рис.2. Сравнение кумулятивной суточной абляции (мм в.э.), измеренной с помощью ультразвукового датчика, абляционных реек и рассчитанного по модели энергетического баланса (SEB). Пунктирной линией показана граница между снежной и ледяной поверхностями.

4. Модель энергетического баланса поверхности

Энергетический эквивалент таяния (Q_m) рассчитывался для 30-минутных интервалов по данным метеорологических измерений (подробная методика расчёта приведена в работе (Osipov and Osipova, 2021) как:

$$Q_m = S_{in} + S_{out} + L_{in} + L_{out} + H + LE + Q_r + Q_g, \quad (1)$$

где S_{in} и S_{out} – потоки проходящей и отраженной коротковолновой радиации, L_{in} и L_{out} – потоки проходящей и излучаемой поверхностью длинноволновой радиации, H и LE – турбулентные потоки явного и скрытого тепла, Q_r – тепло, поступающее с жидкими осадками, Q_g – подповерхностный поток тепла. Все члены уравнения принимались положительными, если тепловые потоки были направлены к поверхности и отрицательными если направлены от нее. Все потоки выражены в $\text{Вт}/\text{м}^2$.

Потоки проходящей и отраженной коротковолновой радиации, а также проходящей длинноволновой радиации измерялись непосредственно на метеостанциях. Излучаемая ледниковой поверхностью длинноволновая радиация была принята постоянной и равной $315,6 \text{ Вт}/\text{м}^2$, исходя из предположения о том, что тающая поверхность имеет температуру 0°C и излучает как абсолютно черное тело. Потоки явного и скрытого тепла были рассчитаны по данным градиентных измерений в приледниковом слое воздуха на WS2 (температура и относительная влажность воздуха, скорость ветра, атмосферное давление) с использованием аэродинамического подхода, основанного на теории подобия Мони́на–Обухова (Wagnon et al., 2003; Mölg and Hardy, 2004; Sun et al., 2012; Osipov and Osipova, 2021). Поступление тепла с жидкими осадками (Q_r) рассчитывалось согласно (Hock and Holmgren, 2005). Для расчета потери тепла на теплообмен с ледником (Q_g) были использованы данные температурных измерений в скважине (с помощью термокосы).

Значения таяния, рассчитанные по модели энергетического баланса хорошо согласуются с данными ультразвукового датчика и абляционных реек (Рис. 2). Исключение составляет короткий период

18-25 июля, когда таяние измеренное ультразвуковым датчиком превышало таяние рассчитанное по энергетическому балансу. Однако суммарные значения таяния близки между собой (расхождение 92 мм в.э.). Наибольшие отклонения наблюдаются в то время когда ледник покрыт снегом. Это предполагает влияние метаморфизма снежного покрова на изменение скорости понижения поверхности ледника. Учитывая погрешности связанные с измерением абляции ледника с использованием реек и ультразвукового дальномера в течение коротких периодов (Müller and Keeler, 1969; Munro, 1990; Осипов и Осипова, 2024) для калибровки температурных моделей была использована модель поверхностного энергетического баланса (SEB).

5. Температурные модели

5.1. Простая температурная модель

В простой («классической») Т-индексной модели (ТМ) таяние (M_{TM}) вычисляется с помощью уравнения (Pellicciotti et al., 2005):

$$M_{TM} = \begin{cases} DDF_{snow/ice} \times T & T > T_t \\ 0 & T \leq T_t \end{cases}, \quad (2)$$

где $DDF_{snow/ice}$ – температурный коэффициент таяния снега и льда (мм/°C 30 мин), T – температура воздуха на уровне 2 м (°C), T_t – пороговая температура воздуха, при которой начинается таяние (в данной работе T_t равно 1,0 °C). Коэффициенты DDF были откалиброваны отдельно для снега (7 июля – 7 августа) и льда (8-20 августа). Наиболее оптимальные значения DDF для снега 0.1042 мм/°C 30 мин, для льда 0.1457 мм/°C 30 мин.

5.2. Улучшенная температурная модель

В улучшенной температурной модели (ETM) таяние (M_{ETM}) рассчитывалось как сумма двух компонентов – температурного и радиационного (Pellicciotti et al., 2005):

$$M_{ETM} = \begin{cases} TF \times T + SRF(1 - \alpha) \times G & T > T_t \\ 0 & T \leq T_t \end{cases}, \quad (3)$$

где α – альbedo, G – приходящая коротковолновая радиация (Вт/м²), TF – температурный коэффициент (мм/°C 30 мин), SRF – коэффициент коротковолнового излучения (м² мм /Вт 30 мин), T – температура воздуха на уровне 2 м (°C), T_t – пороговое значение температуры равно 1,0 °C.

Поскольку модель использует две переменные, были проверены все возможные их комбинации и выбрана такая, которая дает наибольшую эффективность модели (см. ниже). Было найдено, что оптимальное значение параметра TF равно 0.016 мм/°C 30 мин, а параметра SRF 0.0067 м² мм /Вт 30 мин.

5.3. Оценка температурных моделей

Производительность обеих температурных моделей оценивалась путем расчета критерия эффективности R^2 (Nash and Sutcliffe, 1970):

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (M_{ri} - M_{mi})^2}{\sum_{i=1}^n (M_{ri} - \bar{M}_{ri})^2}, \quad (4)$$

где M_r – эталонное таяние (по энергетическому балансу), M_m – моделируемое таяние (по Т-индексной модели), \bar{M}_{ri} – среднее значение эталонного таяния, n – число временных шагов (здесь каждый временной шаг равен 30 минутам).

6. Результаты

6.1. Таяние и его связи с альbedo, температурой и потоками энергии

На Рисунке 3 показаны значения скорости таяния, рассчитанные с помощью энергетического баланса за 30-минутные интервалы за период с 7.07 по 23.08, а также альbedo и температура воздуха. Таяние варьировало от 0 до 6.6 мм (в 11:00 7 августа) со средним значением 0.67 мм. В июле скорости дневного (максимального) таяния увеличивались с 3.7 мм до 4.7 мм, а в августе уменьшались с 6.6 мм до 1.7 мм. Периоды низкой скорости таяния (<2 мм) продолжительностью 2-3 дня наблюдались 23-25 июля, 1-3, 8-10 и 19-20 августа. Периоды высокой скорости таяния (>4 мм) были 26-27 и 29-30 июля, а также 11-15 августа.

За период наблюдений альbedo варьировало от 0.03 до 0.97 (среднее значение 0.47 ± 0.22). Наблюдалось два режима альbedo связанных со сменой снежной поверхности на ледяную в районе метеостанции. С 7 июля по 7 августа (снег) альbedo было выше и менее изменчивым (среднее значение 0.57, коэффициент вариации 0.29), а с 8 по 23 августа (лед) альbedo было ниже и более вариабельным (среднее значение 0.21, коэффициент вариации 0.52). Сильная изменчивость альbedo на леднике обусловлена влиянием метаморфизма снега и его постепенным загрязнением обломочным материалом поступающим с окружающих горных склонов в течение лета (см. тренд уменьшения альbedo с градиентом $-0.13/10$ дней на Рис. 3а), а также летними снегопадами (см. выраженные пики альbedo на Рис. 3а).

Температура воздуха отчетливо отражает как суточную, так и синоптическую (5-10 дней) изменчивость (Рис. 3б). В целом, с уменьшением альbedo и повышением температуры воздуха наблюдается увеличение скорости таяния. При этом связь между 30-минутными значениями таяния и температуры воздуха довольно слабая, но статистически значимая ($R^2 = 0.25$, $n = 2304$, $p < 0.001$).

На Рисунке 4 показан осредненный суточный цикл таяния по энергобалансовой модели за период наблюдений в сравнении с приходящей коротковолновой радиацией и температурой воздуха. В суточном цикле скорость таяния резко увеличивается с 5 до 11 часов (максимум среднего суточного таяния 1,9 мм), а затем резко снижается до 18 часов. В вечернее и ночное время таяние не превышает 0.2 мм/30мин, хотя температура воздуха выше 4°C. Суточный цикл таяния в большей степени согласуется с солнечной радиацией (более выраженный

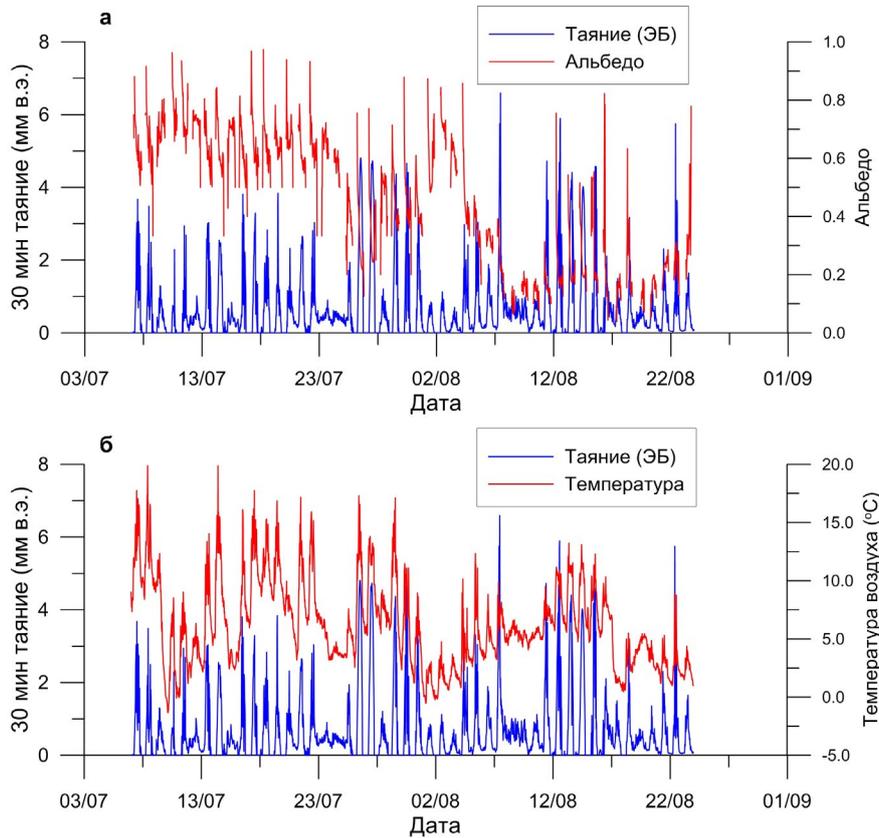


Рис.3. 30-минутные значения скорости таяния рассчитанные с помощью энергетического баланса (ЭБ) за период 7 июля – 23 августа 2021 г. в сравнении со значениями альbedo (а) и температуры воздуха (б).

дневной пик), чем с температурой, суточный ход которой более сглажен.

Средние значения потоков энергии, вклад разных источников тепла в таяние и связь с температурой воздуха приведены в Таблице 1. Коротковолновый баланс является основным источником энергии таяния (93%). Длинноволновый баланс ледниковой поверхности был отрицательным, поэтому радиационный баланс, в среднем, энергетически обеспечивал 87% таяния. Явное и

скрытое турбулентное тепло являются второстепенными источниками энергии таяния и вместе составляют 12%. На тепло, поступающее с жидкими атмосферными осадками, приходилось менее 2%. Связи температуры воздуха с большинством энергетических источников таяния статистически значимые, но не очень сильные (Таблица 1). Наиболее тесная связь наблюдается между температурой и потоками приходящей и отраженной коротковолновой радиации ($R^2=0.36-0.38$). Однако связь температуры с

Таблица 1. Средние значения 30-минутных значений потоков энергии* на ледниковой поверхности, их вклад в таяние и связь с температурой воздуха за период 7.07–20.08.2021 г. (n = 2304)

Параметр	Значение (Вт/м ²)	Вклад в таяние (%)	Связь с температурой (R ²)
Приходящая коротковолновая радиация (S _{in})	143.5	177.8	0.38
Отраженная коротковолновая радиация (S _{out})	-68.1	-84.4	0.36
Приходящая длинноволновая радиация (L _{in})	310.3	384.5	0.09
Исходящая длинноволновая радиация (L _{out})	-315.6	-391.1	-
Коротковолновый баланс (S _{net})	75.4	93.4	0.28
Длинноволновый баланс (L _{net})	-5.3	-6.6	0.09
Радиационный баланс (R _{net})	70.0	86.7	0.22
Явное тепло (H)	5.1	6.3	0.01
Скрытое тепло (LE)	4.5	5.6	0.00
Турбулентные потоки тепла (H+LE)	9.6	11.9	0.00
Тепло, приносимое жидкими осадками (Q _r)	1.3	1.6	0.01
Теплообмен с ледником (Q _g)	-0.34	-0.4	-
Тепловой эквивалент таяния (Q _m)	-80.7	-100.0	0.22

Примечание: * Потоки, приносящие тепло к ледниковой поверхности, имеют положительные значения, а отводящие тепло от нее – отрицательные. Статистически значимые связи (p < 0.05) выделены жирным.

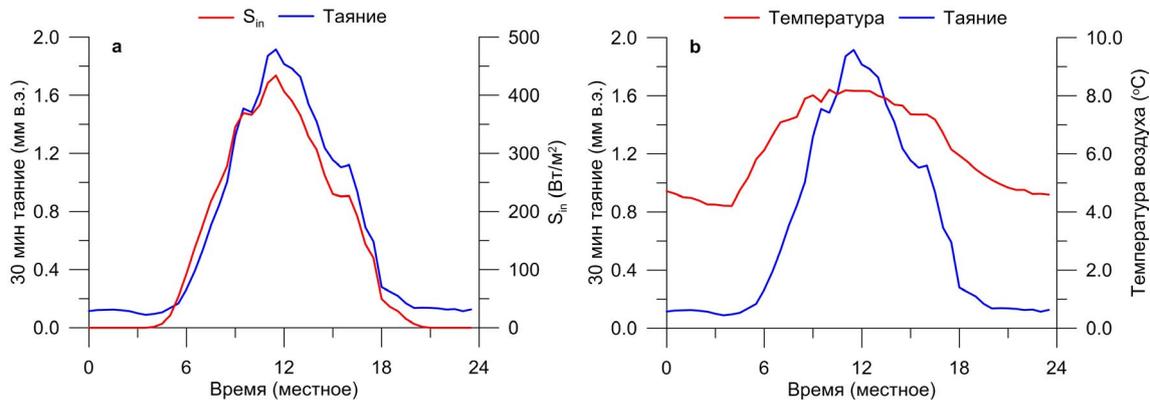


Рис.4. Суточный цикл скорости таяния рассчитанного с помощью энергетического баланса в сравнении с приходящей коротковолновой радиацией S_{in} (а) и температурой воздуха (б). Данные осредненные за период 7 июля – 23 августа 2021 г.

длинноволновой радиацией и турбулентными потоками очень слабо выражена. Связь температуры с энергетическим балансом поверхности ледника также довольно умеренная ($R^2 = 0.22$).

6.2. Оценка производительности Т-индексных моделей

В Таблице 2 показаны характеристики эффективности двух Т-индексных моделей в сравнении с эталонной энергетической моделью таяния (SEB). Графически это показано на Рисунке 5. Простая Т-индексная модель (ТМ) довольно грубо характеризует скорость абляции ледника. В то же время использование коротковолновой радиации в улучшенной Т-индексной модели (ЕТМ) существенно повышает точность моделирования таяния (средняя квадратическая ошибка меньше в 3 раза). Модель ТМ немного завывает среднюю и суммарную абляцию и плохо воспроизводит суточные колебания скорости таяния. В то же время модель ЕТМ немного занижает среднюю скорость таяния и суммарную абляцию, однако очень хорошо воспроизводит суточные колебания таяния.

Наилучшим образом обе температурные модели воспроизводят таяние ледяной поверхности ледника (Таблица 3). Особенно это характерно для модели ЕТМ, учитывающей радиационный фактор более точно. Использование коэффициентов таяния различных для снега и льда в модели ТМ учиты-

вает радиационный фактор (через альbedo снега и льда) довольно грубо, а в модели ЕТМ солнечная радиация непосредственно включена в модель. В целом модель ЕТМ объясняет около 90% изменений скорости таяния, рассчитанного по 30-минутным интервалам с помощью модели энергетического баланса, в то время как модель ТМ объясняет лишь около 30%. Столь высокая эффективность модели ЕТМ делает ее практически идеальной для использования в зоне абляции ледников Кодара. Средняя скорость таяния льда по сравнению со снегом в модели ТМ была на 10% больше, а в модели ЕТМ на 6% больше. Однако в точке измерения суммарное таяние снега превышало таяние льда в 1.8–1.9 раз за счет более продолжительного периода залегания снежного покрова по сравнению с открытым льдом (32 и 13 дней, соответственно).

На Рисунке 6 показано сравнение суточных циклов температурных моделей с эталонным таянием. Видно, что модель ТМ хорошо оценивает среднее суточное таяние, но плохо воспроизводит суточный цикл таяния. В среднем, она недооценивает дневное таяние (на 48% от эталонного) и сильно переоценивает ночное (на 460%). Очевидно это связано с временной изменчивостью коэффициентов таяния, которая совсем не учитывается моделью. В отличие от модели ТМ модель ЕТМ очень хорошо воспроизводит суточный ход таяния, хотя максимальное таяние также немного недооценивается (90% от эталонного).

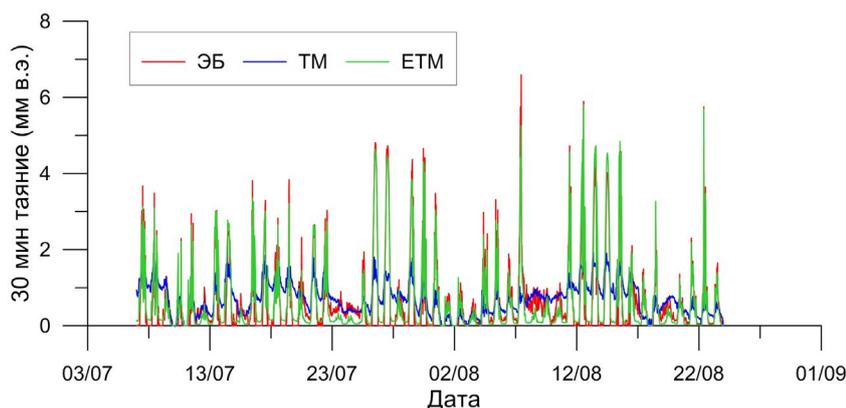


Рис.5. Сравнение 30-минутных скоростей таяния (мм в.э.) рассчитанных с помощью энергетического баланса (ЭБ), простой (ТМ) и улучшенной (ЕТМ) Т-индексных моделей.

Таблица 2. Характеристики эффективности T-индексных моделей ТМ и ЕТМ в сравнении с моделью энергетического баланса (SEB) рассчитанные за период 7 июля – 23 августа 2021 г.

Модель	Суммарное таяние (мм в.э.)	Среднее значение таяния (мм в.э./30 мин)	Стандартное отклонение (мм в.э./30 мин)	Средняя квадратическая ошибка	R ²
SEB	1533	0.67	0.96	–	–
ТМ	1646	0.71	0.42	0.82	0.26
ЕТМ	1423	0.62	0.96	0.27	0.92

На интенсивность таяния влияет такой фактор как облачность. На Рисунке 7 показаны значения 30-минутного таяния при разных условиях общей облачности. Например, 23-24 июля были пасмурными днями (облачность в дневное время составляла 100%), а 26-27 июля солнечными (облачность 0-25%). Видно, что в облачных условиях модель ЕТМ занижает абляцию (30% от энергетической модели), а модель ТМ немного завышает ее (111%). В безоблачных условиях, наоборот, модель ЕТМ немного завышает абляцию (107%), а модель ТМ сильно занижает ее (64%). В целом, с увеличением общей облачности (выше 65%) модель ТМ имеет тенденцию завышать абляцию, а модель ЕТМ, наоборот, занижать ее.

6.3. Оценка чувствительности параметров T-индексных моделей

Для оценки чувствительности мы меняли параметры DDF, TF и SRF относительно оптимального значения с шагом 10%. При этом один из параметров изменялся (DDF снега или DDF льда, TF или SRF), а другой сохранял свое оптимальное значение. На Рисунке 8а показано влияние изменений параметра DDF на производительность модели ТМ. Видно, что модель примерно одинаково чувствительна к значениям DDF снега и льда, хотя для DDF льда чувствительность немного выше. Суммарное таяние наиболее чувствительно к изменению DDF снега (Рис. 8б). Это объясняется более продолжи-

тельным периодом залегания снежного покрова по сравнению с открытым льдом.

Чувствительность модели ЕТМ показана на Рисунке 9. Видно, что наиболее чувствительным параметром данной модели является радиационный параметр SRF.

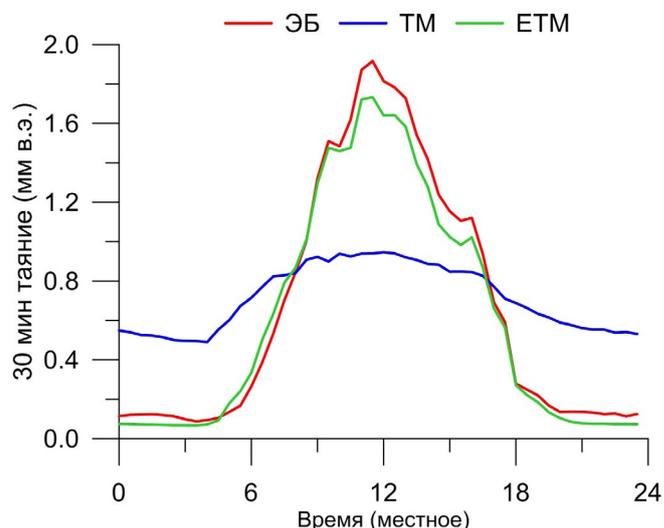


Рис.6. Сравнение осредненных суточных циклов 30-минутной скорости таяния (мм в.э.) рассчитанных с помощью энергетического баланса (ЭБ), простой (ТМ) и улучшенной (ЕТМ) температурных моделей.

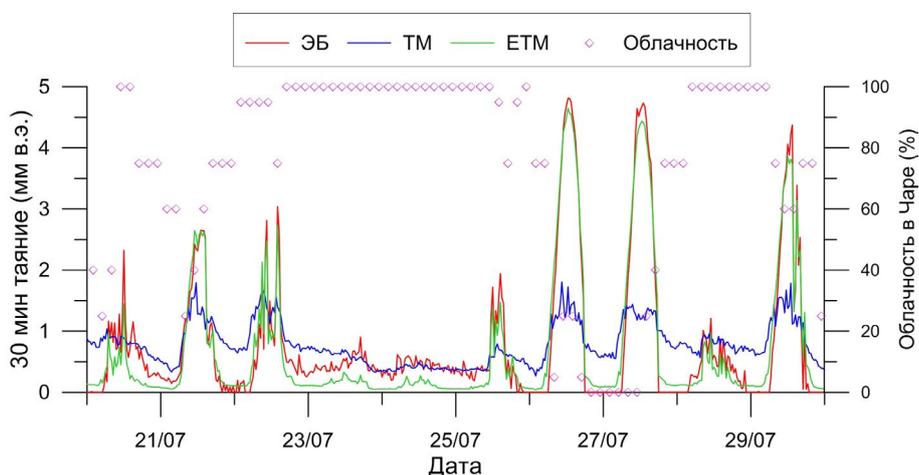


Рис.7. Сравнение 30-минутных скоростей таяния (мм в.э.) рассчитанных с помощью энергетического баланса (ЭБ), простой (ТМ) и улучшенной (ЕТМ) T-индексных моделей при разных условиях облачности за период 20-30 июля 2021 г. Данные по общей облачности (%) на ближайшей метеостанции Чара.

Таблица 3. Параметры таяния и критерий эффективности (R^2) температурных моделей (в сравнении с моделью энергетического баланса) рассчитанные отдельно для снега и льда в точке метеостанции.

Модель	Среднее значение таяния (мм/30 мин)		Суммарное таяние (мм)		Эффективность R^2	
	снег	лед	снег	лед	снег	лед
SEB	0.65	0.69	1001	532	–	–
TM	0.69	0.76	1062	584	0.25	0.28
ETM	0.61	0.64	930	494	0.92	0.92

7. Обсуждение результатов

Исследования проведенные на Сыгыктинском леднике показывают наличие умеренной статистически значимой положительной связи между 30-минутными значениями температуры воздуха и скоростью таяния снега и льда ($R^2 = 0.25$), что согласуется с результатами полученными ранее на основе средних суточных данных (Осипов и Осипова, 2024). Это существенно ограничивает использование простых температурных моделей при моделировании таяния ледников Кодара. Возможным объяснением относительно слабой связи между температурой воздуха и таянием является в целом невысокий вклад основных энергетических потоков таяния в температуру воздуха, что выражается довольно слабыми корреляциями между этими параметрами. Наиболее тесно температура связана с коротковолновой радиацией, однако радиационный фактор объясняет не более 40% температурной изменчивости. Считается, что длинноволновое излучение вместе с явным тепловым потоком (3/4 всей энергии таяния) сильно зависят от температуры воздуха над ледником и определяют физический механизм связи между таянием с температурой воздуха (Ohmura, 2001). Однако наши исследования показали отсутствие связи между температурой воздуха и длинноволновой радиацией ($R^2 = 0.09$) и турбулентными потоками ($R^2 = 0.01$) на Сыгыктинском леднике. Ослабление связи между температурой и длинноволновой радиацией может быть обусловлено влиянием влагосодержания приледникового слоя воздуха на относительную излучательную способность атмосферы (Ebrahimi and Marshall, 2015). С другой стороны турбулентный теплообмен

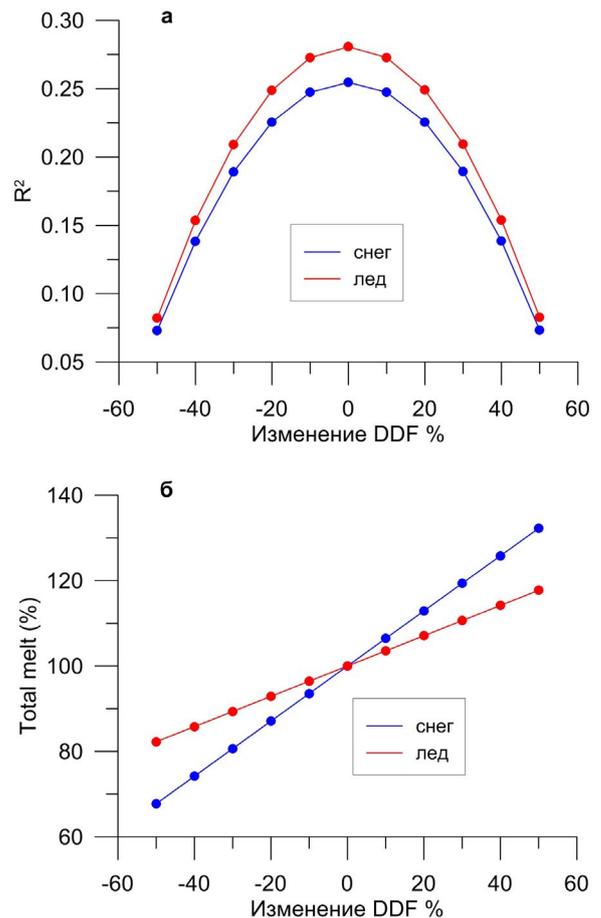


Рис.8. Чувствительность модели TM к температурным коэффициентам таяния (DDF) снега и льда выраженная в виде критерия эффективности R^2 (а) и относительного изменения суммарного сезонного таяния (б). Шаг изменения DDF 10%.

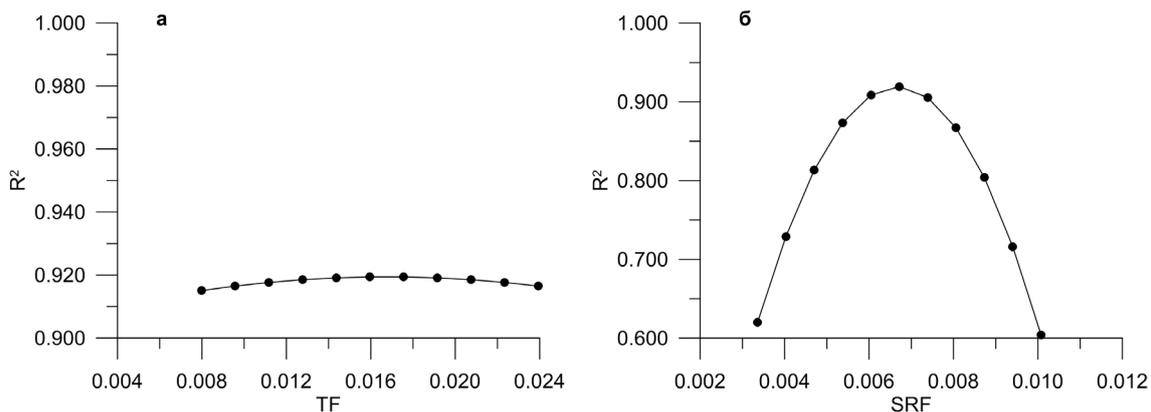


Рис.9. Чувствительность модели ETM (критерий эффективности R^2) к значениям TF (а) и SRF (б). Шаг изменения обоих параметров 10%.

бмен на Сыгыктинском леднике в значительной мере контролируется не температурой, а скоростью ветра (Osipov and Osipova, 2021). Летний период на леднике характеризуется незначительными скоростями ветра, что объясняется преобладанием малоградиентного барического поля (Osipova and Osipov, 2022).

Около 90% энергии таяния Сыгыктинского ледника приходится на радиационный баланс и главным образом, коротковолновую радиацию. Поэтому введение радиационных параметров в температурные модели таяния существенно улучшает их точность. Улучшенная модель представленная в данной работе помимо температуры учитывает также приходящую коротковолновую радиация и альbedo и объясняет около 90% изменчивости скорости таяния, что в 3 раза превышает значения эффективности классической Т-индексной модели (около 30%). Полученные оценки эффективности улучшенной модели (ETM) хорошо согласуются с данными из других ледниковых районов. Например, на леднике д'Аролла (Швейцария) улучшенная Т-индексная модель с двумя дополнительными параметрами (коротковолновая радиация и альbedo) объяснила до 95% изменчивости скорости таяния (Pellicciotti et al., 2005).

Простая Т-индексная модель хорошо оценивает среднее суточное таяние, однако она плохо воспроизводит суточный цикл таяния. Это объясняется тем, что простая модель не учитывает изменчивость температурного коэффициента таяния во времени. Например, исследования на леднике Сторгласиарен (Швеция) показали, что эти коэффициенты подвержены отчетливым суточным циклам, при этом в течение суток их значения могут колебаться от 0 до 15 мм/сутки °C (Hock, 1999). При постоянном коэффициенте скорость таяния завышается в ночное время и занижается в дневное, то есть суточные амплитуды скорости таяния существенно занижаются (Рис. 6). В отличие от простых Т-индексных моделей (Ohmura, 2001; Hock, 2003) модель ETM позволяет моделировать изменения таяния с гораздо более высоким временным разрешением (в масштабе суточного цикла). Кроме того, эта модель намного точнее учитывает изменения альbedo ледниковой поверхности, которое является важным фактором таяния требующим учета в температурных моделях (Lang and Braun, 1990). Простая Т-индексная модель учитывает альbedo довольно грубо с помощью коэффициентов таяния рассчитываемых отдельно для снега и льда (Осипов и Осипова, 2024). При этом в простой модели совершенно не учитываются изменения альbedo связанные с метаморфизмом снега и летними снегопадами, а также загрязнением снежной поверхности материалом поступающим с горных склонов на ледник. Наши исследования на леднике показали, что такая изменчивость альbedo имеет место в летний период.

Изменчивость температуры воздуха кроме радиационной составляющей имеет также и адвективную компоненту. Например, данное исследова-

ние подтвердило вывод о том, что на Сыгыктинском леднике отчетливо прослеживаются изменения температуры воздуха с периодичностью от 3 до 12 дней (Осипов и др., 2021). Эти изменения, очевидно, обусловлены разномасштабными атмосферными процессами (синоптическими) в нижней тропосфере. Соответственно, изменчивость типов погоды должна влиять на относительный вклад разных компонентов энергетического баланса в таяние и вариабельность температурных коэффициентов (Lang and Braun, 1990). Поэтому, использование дополнительных синоптических параметров в Т-индексных моделях должно способствовать улучшению эффективности моделирования таяния ледника.

8. Заключение

Был проведен сравнительный анализ двух температурных моделей таяния снега и льда на Сыгыктинском леднике (хребет Кодар) за сезон абляции 2021 г. Модели были откалиброваны и протестированы с помощью 30-минутного таяния, рассчитанного для одной точки ледника с помощью физически обоснованной модели энергетического баланса на основе прямых метеорологических измерений. Измерения проводились с помощью 3-х автоматических метеостанций установленных на леднике и конечной морене. Кроме того, абляция измерялась с помощью ультразвукового датчика понижения поверхности ледника с 30-минутным разрешением. Сравнение измеренных значений абляции с рассчитанными по модели энергетического баланса показало их хорошую согласованность. Оценка компонентов энергетического баланса ледника в период абляции показала, что наибольший вклад в таяние вносит баланс коротковолновой радиации (93%). Корреляционный анализ показал наличие статистически значимой, но слабой связи между температурой и таянием ($R^2 = 0.25$), что объясняется незначительным вкладом составляющих энергетического баланса в температурную изменчивость (до 40%). Классическая температурная модель (ТМ), использующая температуру воздуха в качестве параметра объясняет не более 30% изменчивости абляции. При этом модель имеет тенденцию переоценивать ночное таяние и недооценивать дневное таяние. Улучшенная Т-индексная модель (ETM), учитывающая температуру, приходящую коротковолновую радиацию и альbedo показала наилучшую эффективность при расчете скорости таяния и объяснила около 90% его изменчивости. В отличие от модели ТМ модель ETM хорошо воспроизводит суточный ход таяния. Включение в Т-индексную модель дополнительных параметров не зависящих от температуры (коротковолновая радиация и альbedo) существенно улучшает ее эффективность и временное разрешение. Улучшенная модель может быть использована для пространственного моделирования абляции ледников Кодара, а также других ледников расположенных внутри континента со значительным вкладом коротковолновой радиации в таяние.

Благодарности

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 24-27-00165, <https://rscf.ru/project/24-27-00165/>. Авторы благодарят В.С. Рыжего, С.Д. Логвиненко, И.В. Енущенко и В.А. Исаева за помощь в проведении экспедиционных работ.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Осипов Э.Ю., Осипова О.П., Василенко О.В. 2021. Метеорологический режим Сыгыктинского ледника (хребет Кодар) в период абляции. Лёд и снег 61 (2): 179-194. DOI: [10.31857/S2076673421020080](https://doi.org/10.31857/S2076673421020080)

Осипов Э.Ю., Осипова О.П. 2024. Измерение и моделирование абляции на Сыгыктинском леднике (хребет Кодар). Лёд и Снег 64 (3): 358-372. DOI: [10.31857/S2076673424030045](https://doi.org/10.31857/S2076673424030045)

Осипова О.П., Осипов Э.Ю. 2023. Влияние атмосферных процессов на динамику ледников Кодара. География и природные ресурсы 44 (4): 99-107. DOI: [10.15372/GIPR20230410](https://doi.org/10.15372/GIPR20230410)

Braithwaite R.J. 1981. On glacier energy balance, ablation, and air temperature. *Journal of Glaciology* 27 (97): 381-391. DOI: [10.3189/S0022143000011424](https://doi.org/10.3189/S0022143000011424)

Ebrahimi S., Marshall S.J. 2015. Parameterization of incoming longwave radiation at glacier sites in the Canadian Rocky Mountains. *Journal of geophysical research: Atmospheres* 120 (24): 12536-12556. DOI: [10.1002/2015JD023324](https://doi.org/10.1002/2015JD023324)

Hock R. 1999. A distributed temperature-index ice-and snowmelt model including potential direct solar radiation. *Journal of Glaciology* 45 (149): 101-111. DOI: [10.3189/S0022143000003087](https://doi.org/10.3189/S0022143000003087)

Hock R. 2003. Temperature index melt modelling in mountain areas. *Journal of hydrology* 282 (1-4): 104-115. DOI: [10.1016/S0022-1694\(03\)00257-9](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00257-9)

Hock R., Holmgren B. 2005. A distributed surface energy-balance model for complex topography and its application to Storglaciären, Sweden. *Journal of Glaciology* 51 (172): 25-36. DOI: [10.3189/172756505781829566](https://doi.org/10.3189/172756505781829566)

Lang H., Braun L. 1990. On the information content of air temperature in the context of snow melt estimation. *IAHS Publ.* 190: 347-354.

Mölg T., Hardy D.R. 2004. Ablation and associated energy balance of a horizontal glacier surface on Kilimanjaro. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 109 (D16): 1-13. DOI: [10.1029/2003JD004338](https://doi.org/10.1029/2003JD004338)

Müller F., Keeler C.M. 1969. Errors in short-term ablation measurements on melting ice surfaces. *Journal of Glaciology* 8 (52): 91-105. DOI: [10.3189/S0022143000020785](https://doi.org/10.3189/S0022143000020785)

Munro D.S. 1990. Comparison of melt energy computations and ablatometer measurements on melting ice and snow. *Arctic and Alpine Research* 22 (2): 153-162. DOI: [10.1080/00040851.1990.12002777](https://doi.org/10.1080/00040851.1990.12002777)

Nash J.E., Sutcliffe J.V. 1970. River flow forecasting through conceptual models. Part I. A discussion of principles. *Journal of hydrology* 10 (3): 282-290. DOI: [10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)

Ohmura A. 2001. Physical basis for the temperature-based melt-index method. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 40 (4): 753-761. DOI: [10.1175/1520-0450\(2001\)040<0753:PBFTTB>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2001)040<0753:PBFTTB>2.0.CO;2)

Osipov E.Y., Osipova O.P. 2014. Mountain glaciers of southeast Siberia: current state and changes since the Little Ice Age. *Annals of Glaciology* 55 (66): 167-176. DOI: [10.3189/2014AoG66A135](https://doi.org/10.3189/2014AoG66A135)

Osipov E.Y., Osipova O.P. 2015. Glaciers of the Levaya Sygykta River watershed, Kodar Ridge, southeastern Siberia, Russia: modern morphology, climate conditions and changes over the past decades. *Environmental Earth Sciences* 74 (3): 1969-1984. DOI: [10.1007/s12665-015-4352-4](https://doi.org/10.1007/s12665-015-4352-4)

Osipov E.Y., Osipova O.P. 2019. Reconstruction of the Little Ice Age glaciers and equilibrium line altitudes in the Kodar Range, southeast Siberia. *Quaternary International* 524: 102-114. DOI: [10.1016/j.quaint.2018.11.033](https://doi.org/10.1016/j.quaint.2018.11.033)

Osipov E.Y., Osipova O.P. 2021. Surface energy balance of the Sygktsky Glacier, south Eastern Siberia, during the ablation period and its sensitivity to meteorological fluctuations. *Scientific Reports* 11 (1): 21260. DOI: [10.1038/s41598-021-00749-x](https://doi.org/10.1038/s41598-021-00749-x)

Osipova O.P., Osipov E.Y. 2022. Objective classification of weather types for the Eastern Siberia over the 1970–2020 period using the Jenkinson and Collison method. *Atmospheric Research* 277: 106291. DOI: [10.1016/j.atmosres.2022.106291](https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2022.106291)

Pellicciotti F., Brock B., Strasser U. et al. 2005. An enhanced temperature-index glacier melt model including the shortwave radiation balance: development and testing for Haut Glacier d'Arolla, Switzerland. *Journal of Glaciology* 51 (175): 573-587. DOI: [10.3189/172756505781829124](https://doi.org/10.3189/172756505781829124)

Stokes C., Shahgedanova M., Evans I. et al. 2013. Accelerated loss of alpine glaciers in the Kodar Mountains, south-eastern Siberia. *Global and Planetary Change* 101: 82-96. DOI: [10.1016/j.gloplacha.2012.12.010](https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2012.12.010)

Sun W., Qin X., Ren J. et al. 2012. The Surface Energy Budget in the Accumulation Zone of the Laohugou Glacier No. 12 in the Western Qilian Mountains, China, in Summer 2009. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 44 (3): 296-305. DOI: [10.1657/1938-4246-44.3.296](https://doi.org/10.1657/1938-4246-44.3.296)

van den Broeke M., van As D., Reijmer C., van de Wal R. 2004. Assessing and improving the quality of unattended radiation observations in Antarctica. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 21 (9): 1417-1431. DOI: [10.1175/1520-0426\(2004\)021<1417:AAITOO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(2004)021<1417:AAITOO>2.0.CO;2)

Wagnon P., Sicart J.-E., Berthier E. et al. 2003. Wintertime high-altitude surface energy balance of a Bolivian glacier, Illimani, 6340 m above sea level. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 108 (D6): 1-14. DOI: [10.1029/2002JD002088](https://doi.org/10.1029/2002JD002088)

Spatial and temporary differences in the development of *Ulnaria danica*, *Ulnaria acus*, and *Fragilaria radians* in Lake Baikal

Petrova D.P.*^{ORCID}, Galachyants Yu.P.^{ORCID}, Firsova A.D.^{ORCID}

Limnological Institute, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya St., 3, Irkutsk, 664033, Russia

ABSTRACT. The assessment of phytoplankton diversity in freshwater bodies strongly depends on the methods used for taxonomic identification. Araphid diatoms of the genera *Ulnaria* (Kützing) Compère and *Fragilaria* Kützing are often dominate the phytoplankton composition of freshwater ecosystems. To use of an integrated approach, including metabarcoding using analysis of fragments of the V3-V4 region of 18S rRNA, light and scanning electron microscopy, made it possible to assess the differences of these species. It was shown that in 2017, a gradual change of the studied species occurred in the Southern and Middle parts of Lake Baikal, which is due to the fact that the high development of *Fragilaria radians* is early then ones of *Ulnaria acus*. Thus, during the hydrological spring in the pelagic zone of the lake in these areas, and in the Chivyrkuisky and Barguzinsky Bays, *U. acus* dominated among diatoms. The population development in the Northern part of the lake did not correspond to the revealed trends, according to which a high number of both species should be expected here in the late spring, but it did not exceed 3% of the total number. In the summer, the number of *U. acus* decreased significantly and reached its minimum in the autumn. *Ulnaria danica* was present in the phytoplankton of large bays throughout the entire study period.

Keywords: Metabarcoding, Microscopy, Diatoms, 18S rRNA, Lake Baikal

For citation: Petrova D.P., Galachyants Yu.P., Firsova A.D. Spatial and temporary differences in the development of *Ulnaria danica*, *Ulnaria acus*, and *Fragilaria radians* in Lake Baikal // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - P. 1178-1195. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1178

1. Introduction

Phytoplankton is the main player in the creation of organic matter for aquatic ecosystems, providing half of the global primary production (Field et al., 1998; Käse and Geuer, 2018; Naselli-Flores and Padisák, 2023). Its variability determines the development and dynamics of all subsequent trophic levels, directly affecting the nutrition, growth, reproduction and survival of various organisms (Smetacek, 1985; Smetacek, 1998; Hällfors and Uusitalo, 2013). It is known that changes in environmental conditions affect the development of phytoplankton (Irwin et al., 2006), and as a consequence, the entire biogeochemical cycle in water bodies (Behrenfeld et al., 2006). Analysis of phytoplankton abundance and biomass, together with physical parameters such as upwelling and mixing, suggests the possibility of dividing the ocean into major biomes and then predicting how they will change in response to climate warming (Sarmiento et al., 2004; Boyd, 2002). Thus, understanding the mechanisms that

regulate the structure of phytoplankton communities provides insight into the potential consequences of environmental change and its impact on higher trophic levels.

Lake Baikal is the deepest and largest oligotrophic lake in the world. The lake's phytoplankton is characterized by a heterogeneous spatial distribution throughout the lake water area. Continuous long-term studies have shown that pelagic phytoplankton is characterized by sharp interannual and seasonal fluctuations in abundance and biomass (Popovskaya, 1977; Popovskaya et al., 2015; Bondarenko et al., 2019; Usoltseva et al., 2023). The sub-ice period (February – April) for Lake Baikal is characterized by the mass development of diatoms and dinoflagellates at the ice-water interface (Obolkina et al., 2000; Popovskaya, 2000; Bondarenko et al., 2006; Annenkova et al., 2015; Bashenkhaeva et al., 2025). The mass development of diatoms continues until July (Mikhailov et al., 2022), while in the summer period (July and August) the main production depends on cyanoprokaryotes of the gen-

*Corresponding author.

E-mail address: daryapetr@gmail.com (D.P. Petrova)

Received: September 05, 2025; **Accepted:** October 10, 2025;
Available online: October 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



era *Synechocystis* and *Synechococcus* (Popovskaya and Belykh, 2003; Belykh et al., 2007), as well as on dinoflagellates, green and chrysophyte algae (Mikhailov et al., 2022). In September – October, a second peak in the overall diversity of diatoms is observed (Popovskaya, 2000; Mikhailov et al., 2022; Bashenkhaeva et al., 2023; Grachev et al., 2021).

Pennate araphid diatoms are among the main producers of Lake Baikal, they play an important role in the spring bloom of phytoplankton. Previously, the dominant diatom species included *Synedra acus* subsp. *radians* (Kützing) Skabitchevsky (Popovskaya, 2000; Popovskaya et al., 2015; Bondarenko et al., 2019; Usoltseva et al., 2023), *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenberg (Popovskaya, 2000; Shishlyannikov et al., 2018) and *Synedra acus* Kützing (Popovskaya et al., 2015; Rusanovskaya et al., 2020). The genus *Synedra* was considered widespread in various types of terrestrial water bodies, but no type species was selected when describing the genus (Ehrenberg, 1830). Later, D. Williams and F. Round revised the genera *Fragilaria* and *Synedra* based on electron microscopy data (Williams, 1986; Williams and Round, 1987; Round et al., 1990). This led to some species being transferred to the genus *Fragilaria*, in particular the freshwater species *S. acus* subsp. *radians*, which became *Fragilaria radians* (Kützing) D.M. Williams & Round (Williams and Round, 1987). In 2001, P. Compère elevated the name *Synedra* subgen. *ulnaria* Kützing to generic rank and selected the species *Synedra ulna* as the type species, which led to the emergence of the genus *Ulnaria* (Kützing) Compère (Compère, 2001). As a result of the taxonomic revision, the genus *Ulnaria* is formed by freshwater pennate seamless species. *Synedra acus* is currently known as *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal (Lange-Bertalot and Ulrich, 2014), and *Synedra ulna* is *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère (Williams, 2011). However, it is believed that the Western part of the Eurasian continent is inhabited by *U. ulna*, the Eastern part by *Ulnaria danica* (Kützing) Compère & Bukhtiyarova (Bukhtiyarova and Compère, 2006). Populations of *U. ulna* are capable of interspecific hybridization with populations of *U. danica* located in the West Siberian Lowland and to the east of it up to Lake Baikal. Baikal (Podunay et al., 2021; Podunay, 2022). According to previously obtained data, only *U. danica* was found in Lake Baikal (Zakharova et al., 2023).

The separation of species within the genera *Fragilaria* and *Ulnaria* is difficult. According to various authors, this is partly due to the morphological descriptions of the species, which are not always made in sufficient detail and unambiguously, which has led to the fact that in some cases there is an overlap of morphological features (Kahlert et al., 2019; Zakharova et al., 2023). Traditionally, phytoplankton taxa have been identified using light microscopy (LM). However, using only this method for the correct identification of *Fragilaria* and *Ulnaria* species in the phytoplankton structure turns out to be clearly insufficient and leads to data merging and underestimation of the abundance of *U. acus* and *F. radians* species in the Baikal phytoplankton due to their morphological similarity. Thus, a more

labor-intensive method is required - scanning electron microscopy (SEM) (Zakharova et al., 2023). In recent years, the use of metabarcoding with marker gene amplification in the study of freshwater phytoplankton has opened up great prospects for studying diversity, including for Lake Baikal. At the same time, the choice of primers and markers, as well as their specificity for influencing specific groups of algae, is an important step, which strictly depends on the research goals and the availability of relevant databases (Hadziavdic et al., 2014; Latz et al., 2022; Bukin et al., 2023). Previously, we also showed that the use of metabarcoding based on the analysis of the variable fragment V3-V4 of 18S rRNA allows reliable identification and qualitative comparisons between these two species in natural populations (Zakharova et al., 2023; Morozov et al., 2023).

Thus, the aim of this work was to estimate the relative abundance of the species *Ulnaria danica*, *Ulnaria acus* and *Fragilaria radians* at different stations of Lake Baikal. Baikal during three seasons (hydrological spring, summer and autumn) based on the analysis of metabarcoding and microscopy data.

2. Materials and methods

2.1. Sampling

Sampling was carried out from the research vessels “G.Yu. Vereshchagin” and “Akademik V.A. Koptuyug” (Center for Comprehensive Ship Research of Baikal LIN SB RAS) at 7 stations of Lake Baikal during the period of spring mixing (May, June), direct stratification in summer (July) and autumn (September) of 2017 (Table 1, Fig. 1) using an SBE 32 Carousel water sampler (Sea-Bird Electronics, USA). Equal volumes of water were collected from depths of 0, 5, 10, 15, 20, 25 m and used for further analysis.

2.2. Phytoplankton analysis

Phytoplankton analysis was performed for complex water samples (200 ml of water from different layers). For quantitative determination and identification of phytoplankton using light microscopy, 1.2 l of each combined sample was fixed with Lugol's solution (final concentration of KI - 0.66%, I₂ - 0.33%) (Guseva, 1959). Samples were concentrated by settling and subsequent siphoning. Microalgae were counted using an Axiostar Plus light microscope (Zeiss, Germany) at a magnification of ×200 in two replicates. The abundance was calculated using the method of G.V. Kuzmin (Kuzmin, 1975), biomass - using the “true volume” method of cells (Makarova and Pichkily, 1970; Belykh et al., 2011). For electron microscopy analysis, 20 ml of the sample were filtered through 1 µm polycarbonate filters (Whatman, USA) and then passed through the filter with 20 ml of 70% ethanol for dehydration. The filter was dried at room temperature, attached to a scanning electron microscope (SEM) stage, sputtered with gold in an SDC 004 vacuum setup (Balzers, Liechtenstein) and analyzed using a FEI Quanta 200 scanning electron microscope (FEI, USA) at the shared-use instrument cen-

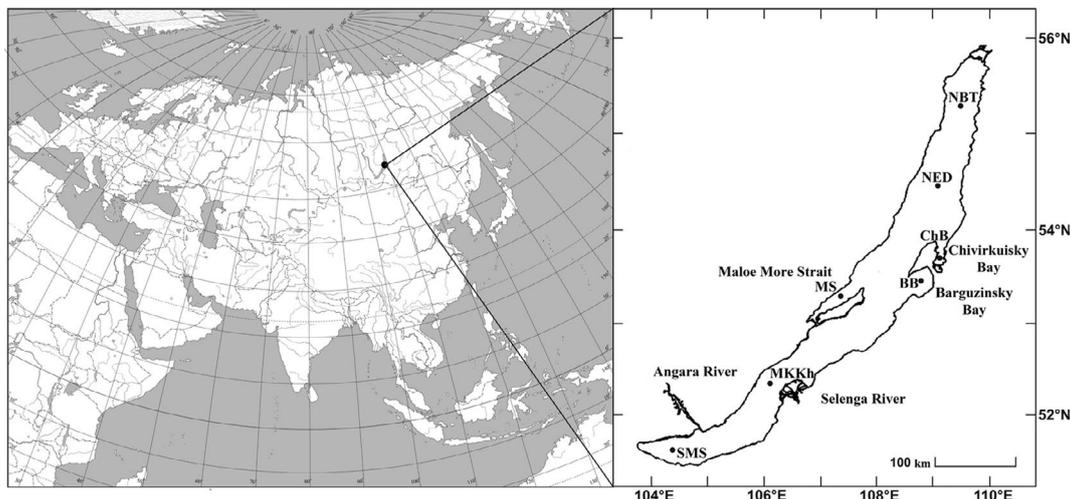


Fig.1. Phytoplankton sampling scheme.

ter for physicochemical ultramicroanalysis of the LIN SB RAS (Ultramicroanalysis Shared-Use Center). The valves of *U. acus*, *F. radians* and *U. danica* were counted twice among 100 randomly encountered valves.

2.3. DNA extraction, amplification and sequencing

To isolate DNA, integral water samples with a total volume of 20 L (equal sample volumes from different depths) were collected. The samples were pre-filtered using a 27 µm prefilter and then through polycarbonate filters with a 0.2 µm pore diameter (Whatman, USA). The biomass from the membrane was washed into sterile TE buffer (10 mM Tris-HCl, 1 mM EDTA, pH8.0) and stored at -80°C. Before DNA extraction, the samples were thawed at 4°C. The biomass from the TE buffer was concentrated by centrifugation at 16,100 rpm, 4°C for 30 min. DNA from the cell pellet was isolated as described previously (Bukin et al., 2023). Amplicon libraries of fragments of the V3-V4 region of 18S rRNA were obtained using primers TAREuk454FWD1

5'-CCAGCASCYGGCGTAATTCC-3' and TAREukREV3 5'-ACTTTCGTTCTTGAT-3' (Stoeck et al., 2010). The libraries were sequenced on an Illumina Miseq using the MiSeq® v3 reagent kit (2x300 bp). The study was carried out using the equipment of the resource center "Genomic Technologies, Proteomics and Cell Biology" of ARRIAM (Saint-Petersburg, Russia).

2.4. Metabarcoding data analysis

The 18S rRNA amplicon libraries were analyzed in mothur 1.44.11 (Schloss, 2020). The sequencing data for obtaining 97% identical ASVs (Amplicon Sequence Variant) were analyzed in Usearch 11.0.667. In this case, R1 and R2 reads were combined, flanking primer sequences were trimmed and filtered by the expected error level of less than one per fragment, and ASVs were generated using the Unoise 3 algorithm. ASVs were generated with a cutoff of 4 substitutions. An ASV occurrence table by samples was generated by mapping the raw data to the obtained ASVs with a 99% identity level. Taxonomic classification was performed

Table 1. Stations and calendar of sampling in Lake Baikal in 2017.

Location		Stations	Coordinates		Sampling dates		
			Latitude	Longitude	Spring	Summer	Autumn
The pelagic zone of the lake	South basin	The central station of the Maritui settlement –Solzan settlement transverse section (SMS)	51 38.710	104 13.715	26.05.2017	18.07.2017	26.09.2017
	Middle basin	The central station of the Cape Krasny Yar – the channel Kharauz transverse section (MKKh)	52 20.722	106 03.870	29.05.2017	20.07.2017	29.09.2017
	North basin	The central station of the Cape Elokhin – Davsha settlement transverse section (NED)	54 27.052	109 04.164	01.06.2017	22.07.2017	01.09.2017
		The central station of the Baikalskoye settlement – Cape Turali transverse section (NBT)	55 19.487	109 28.707	02.06.2017	23.07.2017	02.09.2017
Bays and strait		Barguzinsky Bay (BB)	53 27.245	108 44.387	31.05.2017	25.07.2017	31.09.2017
		Chivirkuisky Bay* (ChB)	53 42.564	109 06.384	04.06.2017	25.07.2017	04.09.2017
		Maloe More Strait (MS)	53 14.500	107 15.416	05.06.2017	21.07.2017	05.09.2017

Note: *At ChB samples were collected from 0 m and 8 m depths.

for the obtained ASVs using the mothur program and the SILVA v.138 database. Since this database does not offer a taxonomic definition below the genus, all ASVs assigned to the genera *Ulnaria* and *Fragilaria* were compared with 18S rRNA sequences sequenced from monoclonal strains of the Baikal diatoms *U. acus*, *U. danica* and *F. radians* (Zakharova et al., 2023) using blastn 2.2.31+ (Camacho et al., 2009). The blast analysis results (matches with an identity level of >98.5%) and ASV abundances were used to calculate the relative occurrence of *U. acus*, *U. danica* and *F. radians* in the analyzed communities.

3. Results

3.1. Species composition of phytoplankton

Using light microscopy (LM), the species structure, quantitative indicators and spatial distribution of phytoplankton were determined at seven stations of Lake Baikal during the hydrological spring (May - June), summer and autumn of 2017 (Table 1; Fig. 1).

It was revealed that the spring phytoplankton of 2017 was mainly represented by diatoms, chrysophytes and green algae (Fig. 2A). The total abundance of phytoplankton at the studied stations during this period varied in a wide range from 193.5 thousand cells/l in the North of the lake (NBT) to 1027 thousand cells/l in Barguzinsky Bay (BB) (Fig. 2B). The main abundance at stations SMS in South Baikal and MKKh in the Middle Basin was made up of diatoms *U. acus* and *F. radians*, which are considered together in the LM analysis due to similar morphological features. These species accounted for 90% and 78% of the total phytoplankton at these stations. In the Northern part of the lake, at stations NEB and NBT, as well as in the bays and Maloye More Strait (stations ChB, BB and MS), the abundance of these species was low and did not exceed 3%. The dominant species was the chrysophyte *Dinobryon cylindricum* Imhof., which accounted for 59% and 63%, respectively, of the total phytoplankton at stations NBT and BB. The codominant complex of algae was green algae of the genus *Monoraphidium* (Fig. 2A). Among the diatoms, the species *Nitzschia graciliformis* Lange-Bertalot & Simonsen was the most abundant.

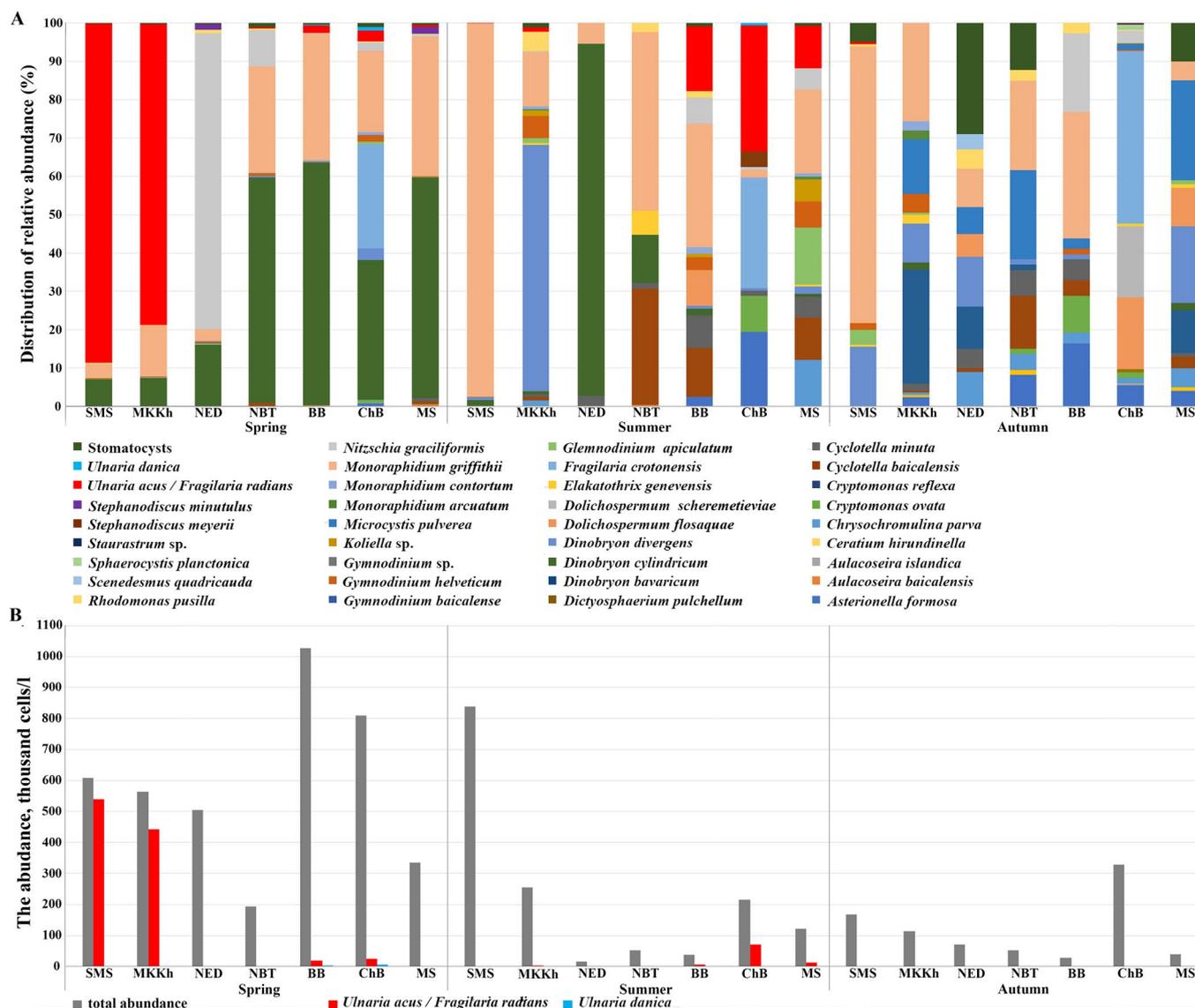


Fig.2. Dynamics of phytoplankton abundance in Lake Baikal in 2017. A – Distribution of individual taxa in the phytoplankton structure; B – Total abundance and abundance of representatives of the genera *Ulnaria* and *Fragilaria*.

In summer, the total abundance of phytoplankton at the stations studied decreased. The maximum of this indicator of 424 thousand cells/l was recorded at the SMS station in South Baikal (Fig. 2B), where the green alga *Monoraphidium griffithii* (Berkeley) Komárková-Legnerová dominated, accounting for up to 97% of the total phytoplankton. In the Middle and Northern parts of the lake, chrysophyte algae of the genus *Dinobryon* and green algae of the genus *Monoraphidium* dominated (Fig. 2A). At the same time, the minimum values of the total abundance were recorded at the NEB station of 15 thousand cells/L (Fig. 2B). At the NBT station, the diatom alga *Lindavia baicalensis* (Skvortsov & K.I.Meyer) Nakov, Guillory, M.L.Julius, E.C.Theriot & A.J.Alverson was recorded, accounting for 30% of the total number. In the bays and strait, the abundance of *U. acus* and *F. radians* increased slightly compared to the spring period. At the ChB station, the proportion of these species increased to 33% of the total abundance (Fig. 2A).

Quantitative indices of autumn phytoplankton in the Baikal pelagic zone varied in a small range from 27 to 83 thousand cells/l. Whereas in the bays this range was significantly greater from 27 thousand cells/L in BB to 329 thousand cells/l in ChB (Fig. 2B). A heterogeneous structure was observed at all stations, with representatives of chrysophyte and green algae dominating (Fig. 2A). *U. acus* and *F. radians* were absent or only single cells were observed. The species *U. danica* was noted by LM at stations ChB and BB in spring, and at station ChB in summer (Fig. 2), however, its numbers did not exceed 0.8% of the total numbers. In autumn, the species was not recorded by the LM method at any of the stations.

Since the morphology of *F. radians* and *U. acus* is almost identical and therefore cannot be reliably identified without electron microscopy and marker gene sequencing data (Zakharova et al., 2023), an SEM analysis of the species content was performed. It was found that *U. acus* dominated in the samples at all stations in spring (Fig. 3). *F. radians* was presented in the Southern (SMS) and Middle Baikal (MKKh), as well as in the bays

(ChB, BB) and the Maloye More Strait (MS), whereas this species was absent from the Northern stations NED and NBT. The highest abundance of *F. radians* according to SEM data was in Chivyrkuisky Bay (ChB) and accounted for 29% of the total number of analyzed cells (Fig. 3). In summer, *F. radians* was found only at three stations, with its proportion decreasing at SMS and MKKh stations, but increasing almost threefold at MS station compared to spring. In autumn, the species was found only at SMS and MKKh in quantities comparable to summer. It should be noted that *U. danica* valves were detected in samples from all three seasons using the SEM method. The maximum quantity of *U. danica* in all seasons was noted for samples collected in Chivyrkuisky and Barguzinsky Bays (ChB, BB), where it reached 76% and 80%, respectively (Fig. 3). In the Northern Basin and Maloye More Strait, the species appeared in summer and increased its proportion in the phytoplankton structure in autumn (Fig. 3). In autumn, a small quantity (up to 1%) was noted in Southern and Middle Baikal, where the species was completely absent in the spring-summer periods.

Since *F. radians* and *U. acus* share some similar morphological features, they cannot be reliably identified by LM alone without electron microscopy data and marker gene sequencing (Zakharova et al., 2023). An analysis of the abundance of the studied species was conducted using SEM. As a result, it was found that *U. acus* dominated in the samples at all stations in spring (Fig. 3). The presence of *F. radians* was noted in Southern (SMS) and Middle Baikal (MKKh), as well as in the bays (ChB, BB) and the Maloye More Strait (MS), whereas this species was absent from the Northern stations NED and NBT. The highest abundance of *F. radians*, according to SEM data, was in Chivyrkuisky Bay (ChB) and accounted for 29% of the total number of analyzed valves (Fig. 3). During the summer, *F. radians* was detected at only three stations. Its proportion decreases at SMS and MKKh stations, and increases almost threefold at MS station compared to spring. In autumn, the species was found only at SMS and MKKh, in numbers comparable to summer.

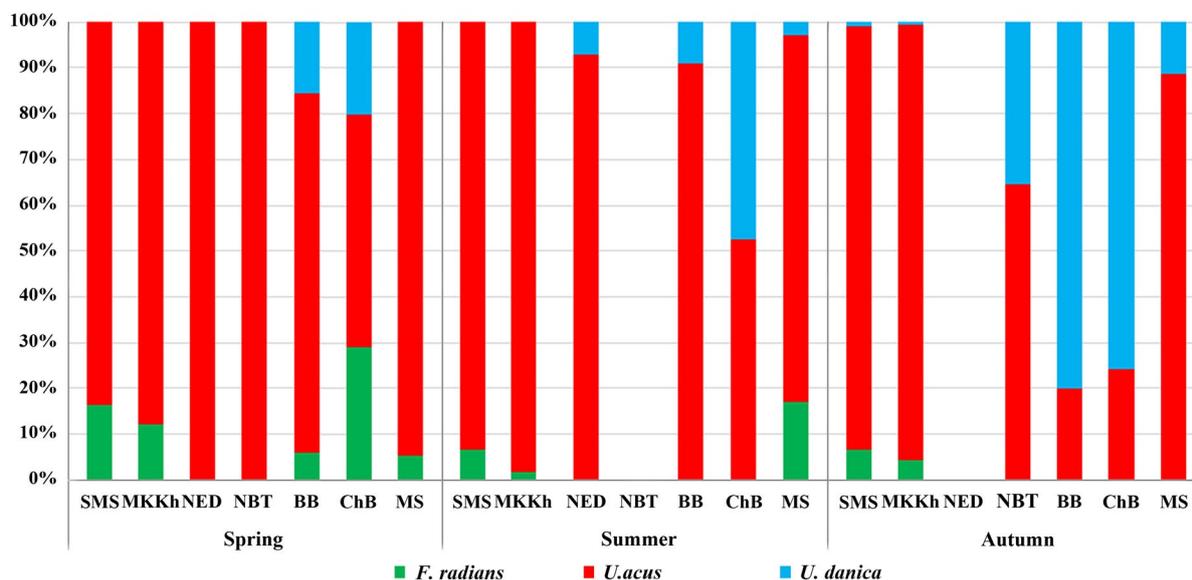


Fig.3. The ratio of *U. acus*, *F. radians* and *U. danica* species in the phytoplankton of Lake Baikal in 2017 according to SEM data.

Using the SEM method, *U. danica* valves were detected in samples from all three seasons. The maximum abundance of *U. danica* in all seasons was observed in samples collected in Chivyrkuisky and Barguzinsky Bays (ChB, BB), where it reached 76% and 80%, respectively (Fig. 3). In the Northern Basin and the Maloye More Strait, the species appeared in summer and increased its share in the phytoplankton structure in autumn (Fig. 3). In autumn, small quantities (up to 1%) were recorded in Southern and Middle Baikal, where the species was completely absent during the spring and summer periods.

3.2. Sequencing data analysis

The data on the number of reads in the analyzed communities are presented in Table 2. ASVs with an identity level of more than 98.5% with the 18S rRNA sequences of *U. acus*, *U. danica* and *F. radians* were used to calculate the relative abundance of these species. Based on the data obtained, it can be concluded that *U. acus* dominated at all sampling stations in the spring and summer. A small number of *F. radians* ASVs were present in the spring samples from Southern and Middle Baikal, as well as in Chivyrkuisky Bay (SMS, MKKh and ChB) (Fig. 4). In summer, ASV of this species is recorded in South Baikal (SMS) in trace amounts, while in the Northern part of the lake at the NED station and in the Maloye More Strait (MS) it reaches 13.3% and 6.6%, respectively, of the total number of reads attributed to the studied species. In autumn, ASV attributed to the species *U. acus*, *U. danica* and *F. radians* were recorded only at four stations out of seven. At the same time, in Middle Baikal (MKKh) and Maloye More (MS), *U. acus* dominated, while in the bays (BB and ChB), ASV of *U. danica* dominated, which was present in the samples of these stations in spring and summer in smaller proportions. In the spring, ASV *U. danica* was detected in SMS and MKKh samples, but their number did not exceed 0.5% of the total number of ASV of the *Ulnaria* and *Fragilaria* genera (Fig. 4).

4. Discussion

Modern ecological research aims to understand the structure of communities and their seasonal variability (community succession), as these factors influence the subsequent food chain. In aquatic ecosystems, the characteristics of the phytoplankton community also have important biogeochemical consequences (Hällfors and Uusitalo, 2013; Behrenfeld et al., 2006). Phytoplankton studies have focused mainly on interannual changes, but that time, changes during the year are rarely taken into account.

According to the data obtained, high phytoplankton concentrations were recorded at the studied stations in spring 2017 (Fig. 2), which, according to the previously adopted classification (Popovskaya, 1977), characterizes this year as highly-moderately productive. According to the LM analysis, the phytoplankton of 2017 was mainly represented by diatoms, chrysophytes and green algae. Among diatoms, the dominance of diatoms of the two-species complex *U. acus* and *F. radians* was noted in the spring (the population counts were conducted for both species together), but their population declined in the summer. In the fall, *U. acus* and *F. radians* were recorded at only two stations out of seven (Fig. 2). This seasonal change coincides with that described earlier for *S. acus* subsp. *radians* (renamed *F. radians*): blooming in the spring, followed by a gradual decrease in population during the summer and an almost complete absence in the fall. However, the LM method, which is widely used to analyze the species composition of phytoplankton, failed to obtain data on the population of each species separately due to their morphological similarity, and *U. danica* was recorded only in the bays. The SEM method and metabarcoding data analysis allowed us to make significant data adjustments, since in the spring of 2017 *U. acus* dominates, while *F. radians* is present in small quantities at all stations, except for the Northern part of the lake (Fig. 3). The seasonal dynamics of the development of species of the *Ulnaria* and *Fragilaria* genera, as well as other representatives of phytoplankton, occurs

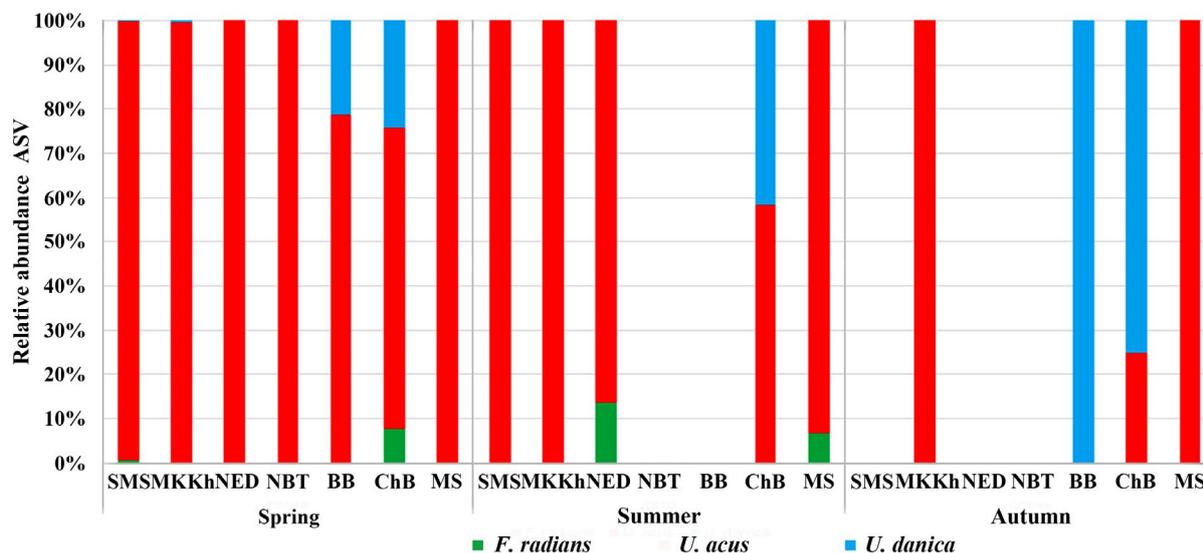


Fig.4. Relative abundance of ASVs assigned to the species *U. acus*, *U. danica* and *F. radians*.

depending on physicochemical factors and the biology of the species. Earlier, when analyzing metabarcoding data, we found that the peaks in the abundance of both species are located close to the period of ice release from the lake. At the same time, the development of the *U. acus* population lags behind *F. radians* by about a month (Morozov et al., 2023). According to the analysis of data obtained during the analysis of the seasonal succession of microeukaryotes and bacteria for the central station of the Listvyanka - Tankhoy settlement section of the Southern Basin of Lake Baikal, the abundance of both species in the *Ulnaria* and *Fragilaria* genera is approximately 1.5 times higher than that of *F. radians*. In the period from March to September 2017 in Lake Baikal (Mikhailov et al., 2022), it was found that the peak of *F. radians* development this year in Southern Baikal occurred in mid-April, while the maximum abundance of *U. acus* shifted to May (Morozov et al., 2023). We assume that it is this fact that led to the fact that in the samples of the hydrological spring of 2017 (late May, early June) we observe the dominance of *U. acus*, which still maintains a high abundance in Southern and Middle Baikal, while *F. radians* ends its vegetation and its proportion is much lower. Nevertheless, the obtained data cannot explain the observed distribution in the northern part of the lake. If we assume that the water warms up later in the northern basin, which should delay the change of species, then the proportion of *F. radians* in the NED and NBT samples should be quite high, however, in the phytoplankton structure of the northern stations, according to the data of two methods, only *U. acus* was noted. At the same time, its abundance was almost 1000 times lower than the abundance in South and Middle Baikal, as well as in the bays. The summer population of the pelagic stations includes both species *U. acus* and *F. radians*. Since the species complete blooming around July (Fig. 2), their abundance is low and they do not dominate the phytoplankton composition. In autumn, when the abundance is still decreasing, the SEM method in the pelagic zone notes the reappearance of *F. radians*, but this does not compare with the metabarcoding data, where only *U. acus* ASVs are recorded for the MKKh station. Despite the fact that the diatom bloom in Lake Baikal occurs at an earlier period, a similar situation was noted in July 2019, when the authors recorded a fairly high abundance of *F. radians*. According to their data, it was suggested that this phenomenon is a result of upwelling (Grachev et al., 2021). *F. radians* cells that have completed their vegetation period sink much more slowly than large-celled diatom species. This phenomenon is the reason why the shells of this species can be observed in the water column throughout the year (Bondarenko et al., 2019). This explains well the fact that we see *F. radians* valves in the SEM analysis, but do not detect ASV *F. radians* in the metabarcoding data analysis.

Interestingly, the SEM and metabarcoding methods note the presence of *U. danica* in the samples from Chivyrkuisky (ChB) and Barguzinsky Bays (BB) in all three seasons (Fig. 3), with a gradual increase in its share relative to *U. acus* and *F. radians*. Despite the obvious differences in the morphology of this species, it was not identified in autumn samples by the SM

Table 2. Read count statistics. Legend: EC – read count after error correction; Tax – reads assigned to *Fragilaria/Ulnaria* taxa.

Samples	Season	Read count	
		EC	Tax
SMS	Spring	26378	2872
MKKh		26600	2958
NED		26413	4
NBT		31285	2
BB		25820	218
ChB		33968	66
MS		30803	8
SMS	Summer	70070	524
MKKh		60515	21
NED		26345	2
NBT		22635	0
BB		N/D	N/D
ChB		23157	3
MS		23753	15
SMS	Autumn	24625	0
MKKh		58273	14
NED		17154	0
NBT		19669	0
BB		14892	221
ChB		24471	2
MS		24580	1

method (Fig. 2), which suggests that using only the LM method distorts the recorded species diversity, especially in seasons with low phytoplankton abundance.

5. Conclusion

The use of molecular methods in combination with scanning electron microscopy data allowed us to reveal the presence of hidden diversity in the structure of phytoplankton in Lake Baikal using diatoms of the genera *Ulnaria* and *Flagilaria* as an example. It is shown that *U. acus* and *F. radians* demonstrate time period differences in distribution. We assume that during the ice-covered period the population is a mixture of these species, but the abundance of *F. radians* decreases by the beginning of the hydrological spring period, while *U. acus* is still at its peak. In the following summer and autumn periods, the abundance of *U. acus* gradually decreases. The reappearance of *F. radians* valves in the Southern and Central parts of the lake in July is not associated with a bloom or active growth of this species. We only note the presence of valves, but do not detect their ASVs in the metabarcoding data. The population of the Northern part of the lake does not follow the identified pattern of replacement of these species and requires additional research with sampling, including during the ice period. *U. danica* is present in the phytoplankton of the bays throughout the open water period, unlike pelagic stations. Its abundance peaks in the autumn.

Acknowledgements

The research was funded by the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation, project No. 121032300191-3. Analysis of phytoplankton using the LM method were carried out within the framework of project No. 121032300186-9. The authors express their gratitude to the teams of the research vessels “G.Yu. Vereshchagin” and “Akademik V.A. Koptuyug” (The Center for Collective Use «Research vessels Center of LIN SB RAS on Lake Baikal») for assistance in sampling. The study was carried out at the Center for Collective Use of Physicochemical Ultramicroanalysis of the Limnological Institute of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (“Ultramicroanalysis”). We express our gratitude to Maslennikova M.M. for assistance in operating the SEM; Klimenkov I.V. and Zakharova Yu.R. for sampling; Mikhailov I.S. for assistance in sampling, DNA extraction and valuable advice when working with the text; Titova L.A. and Usoltseva M.V. for assistance in analyzing phytoplankton using the LM method.

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Annenkova N.V., Hansen G., Moestrup Ø. et al. 2015. Recent radiation in a marine and freshwater dinoflagellate species flock. *ISME Journal* 9(8): 1821–1834. DOI: [10.1038/ismej.2014.267](https://doi.org/10.1038/ismej.2014.267)
- Bashenkhaeva M.V., Titova L.A., Martsinechko A.S. et al. 2023. Seasonal changes of phyto-, bacterioplankton and autotrophic picoplankton in the photic layer of Lake Baikal. *Limnology and Freshwater Biology* 2: 31–47. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-2-31](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-2-31)
- Bashenkhaeva M.V., Zakharova Yu.R., Galachyants Yu.P. et al. 2025. High abundance and diversity of flagellates under ice cover in Lake Baikal revealed by microscopy and metabarcoding. *Journal of Great Lakes Research* 51(3): 1–13. DOI: [10.1016/j.jglr.2025.1025](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2025.1025)
- Belykh O.I., Bessudova A.Yu., Gladkih A.S. et al. 2011. Rukovodstvo po opredeleniyu biomassy vidov fitoplanktona pelagiali ozera Baikal [Manual for determination of biomass of pelagial phytoplankton species of Lake Baikal]. Irkutsk: Izdatelstvo IGU. (in Russian)
- Belykh O.I., Pomazkina G.V., Tikhonova I.V. et al. 2007. Characteristics of Lake Baikal summer phytoplankton and autotrophic picoplankton. *International Journal on Algae* 9: 247–263.
- Behrenfeld M.J., O'Malley R.T., Siegel D.A. et al. 2006. Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature* 444: 752–755. DOI: [10.1038/nature05317](https://doi.org/10.1038/nature05317)
- Bondarenko N.A., Timoshkin O.A., Röpstorf P. et al. 2006. The under-ice and bottom periods in the life of *Aulacoseira baicalensis* (K. Meyer) Simonsen, a principal Lake Baikal alga. *Hydrobiologia* 568:107–109. DOI: [10.1007/s10750-006-0325-7](https://doi.org/10.1007/s10750-006-0325-7)
- Bondarenko N.A., Ozersky T., Obolkina L.A. et al. 2019. Recent changes in the spring microplankton of Lake Baikal. *Limnologica* 75: 19–29.
- Boyd P.W. 2002. Environmental factors controlling phytoplankton processes in the southern ocean. *Journal of Phycology* 38(5): 844–861. DOI: [\[t01-1-01203.x\]\(https://doi.org/10.1016/j.jglr.2025.1025\)](https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2002.</p>
</div>
<div data-bbox=)

Bukhtiyarova L.N., Compère P. 2006. New taxonomical combinations in some genera of Bacillariophyta. *Algologia* 16(2): 280–283.

Bukin Y.S., Mikhailov I.S., Petrova D.P. et al. 2023. The effect of metabarcoding 18S rRNA region choice on diversity of microeukaryotes including phytoplankton. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 39(229): 1–18. DOI: [10.1007/s11274-023-03678-1](https://doi.org/10.1007/s11274-023-03678-1)

Camacho C., Coulouris G., Avagyan V. et al. 2009. BLAST+: Architecture and applications. *BMC Bioinformatic* 10: 421. DOI: [10.1186/1471-2105-10-421](https://doi.org/10.1186/1471-2105-10-421)

Compère P. 2001. *Ulnaria* (Kütz.) Compère, a new genus name for *Fragilaria* subgen. *Alterasynedra* Lange-Bertalot with comments on the typification of *Synedra* Ehrenb. In: Ja Hällfors hn R., Kociolek J.P., Witkowski A., Compère P. (Eds.), Lange-Bertalot Festschrift. Studies on diatoms dedicated to Prof. Dr. h.c. Horst Lange-Bertalot on the occasion of his 65th birthday. Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag K.G., pp. 97–101.

Ehrenberg C.G. 1830. Organisation, Systematik und geographisches Verhältniss der Infusionsthierchen. Zwei Vorträge. In: C.G. Ehrenberg. Berlin: Druckerei der Königlichen Akademie der Wissenschaften.

Field C.B., Behrenfeld M.J., Randerson J.T. et al. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science* 281: 237–240. DOI: [10.1126/science.281.5374.237](https://doi.org/10.1126/science.281.5374.237)

Grachev M., Bukin Yu., Blinov V. et al. 2021. Is a high abundance of spring diatoms in the photic zone of Lake Baikal in July 2019 due to an upwelling event? *Diversity* 13(10): 504. DOI: [10.3390/d13100504](https://doi.org/10.3390/d13100504)

Guseva K.A. 1959. On the methodology of phytoplankton accounting. *Trudy Instituta biologii vodokhranilishch [Proceedings of the Institute of Reservoir Biology]* 5: 44–51. (in Russian)

Hällfors H., Uusitalo L. 2013. Early warning indicators: phytoplankton. In: Uusitalo L., Hällfors H., Peltonen H. et al. (Eds.), Indicators of the Good Environmental Status of food webs in the Baltic Sea. GES-REG project, WP3. pp. 83.

Hadziavdic K., Lekang K., Lanzen A. et al. 2014. C. Characterization of the 18S rRNA gene for designing universal eukaryote specific primers. *PLoS One* 9(2): e87624. DOI: [10.1371/journal.pone.0087624](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0087624)

Irwin A.J., Finkel Z.V., Schofield O.M.E. et al. 2006. Scaling-up from nutrient physiology to the size-structure of phytoplankton communities. *Journal of Plankton Research* 28: 459–471.

Kahlert M., Kelly M.G., Mann D.G. et al. 2019. Connecting the morphological and molecular species concepts to facilitate species identification within the genus *Fragilaria* (Bacillariophyta). *Journal of Phycology* 55: 948–970. DOI: [10.1111/jpy.12886](https://doi.org/10.1111/jpy.12886)

Käse L., Geuer J.K. 2018. Phytoplankton Responses to Marine Climate Change – An Introduction. In: Jungblut S., Liebich V., Bode M. (Eds.), *YOUNARES 8 – Oceans Across Boundaries: Learning from each other*. Springer, Cham. DOI: [10.1007/978-3-319-93284-2_5](https://doi.org/10.1007/978-3-319-93284-2_5)

Kuzmin G.V. 1975. Methodology for studying biogeocenoses of inland water bodies. Moscow: Nauka. (in Russian)

Lange-Bertalot H., Ulrich S. 2014. Contributions to the taxonomy of needle-shaped *Fragilaria* and *Ulnaria* species. *Lauterbornia* 78: 1–73.

Latz M.A.C., Grujcic V., Brugel S. et al. 2022. Short- and long-read metabarcoding of the eukaryotic rRNA operon: Evaluation of primers and comparison to shotgun metagenomics sequencing. *Molecular Ecology Resources* 22(6): 2304–2318. DOI: [10.1111/1755-0998.13623](https://doi.org/10.1111/1755-0998.13623)

- Makarova I.V., Pichkily L.O. 1970. On some issues of the methodology for calculating phytoplankton biomass. *Botanicheskii zhurnal [Botanical Journal]* 55(10): 1488–1494. (In Russian)
- Mikhailov I.S., Galachyants Y.P., Bukin Y.S. et al. 2022. Seasonal Succession and Coherence Among Bacteria and Microeukaryotes in Lake Baikal. *Microbial Ecology* 84(2): 404–422. DOI: [10.1007/s00248-021-01860-2](https://doi.org/10.1007/s00248-021-01860-2)
- Morozov A., Galachyants Y., Marchenkov A. et al. 2023. Revealing the Differences in *Ulnaria acus* and *Fragilaria radians* Distribution in Lake Baikal via Analysis of Existing Metabarcoding Data. *Diversity* 15(280): 1–10. DOI: [10.3390/d15020280](https://doi.org/10.3390/d15020280)
- Naselli-Flores L., Padisák J. 2023. Ecosystem services provided by marine and freshwater phytoplankton. *Hydrobiologia* 850(12-13): 2691–2706. DOI: [10.1007/s10750-022-04795-y](https://doi.org/10.1007/s10750-022-04795-y)
- Obolkina L.A., Bondarenko N.A., Doroshchenko L.F. et al. 2000. On the discovery of a cryophilic community in Lake Baikal. *Doklady Akademii Nauk [Reports of the Academy of Sciences]* 371 (6): 815–817. (in Russian)
- Podunay Y.A., Davidovich O.I., Davidovich N.A. 2021. Reproductive compatibility of European populations of two species of *Ulnaria* (Bacillariophyta). *Moscow University Biological Sciences Bulletin* 76(2): 59–64. DOI: [10.3103/S009639252102005X](https://doi.org/10.3103/S009639252102005X)
- Podunay Y.A. 2022. Sexual reproduction, crossing system and biogeography of representatives of the genus *Ulnaria* (Bacillariophyta). Cand. Sc. Dissertation, Institute of biology of the south sea named A.O. Kovalevsky RAS, Sevastopol, Russia. (in Russian)
- Popovskaya G.I. 1977. Phytoplankton dynamics of pelagic of Baikal (1964–1974). In: Afanas'yeva E.L. (Ed.), *Biological productivity of the pelagia of Baikal and its variability*. Novosibirsk: Nauka, pp. 5–39. (in Russian)
- Popovskaya G.I. 2000. Ecological monitoring of phytoplankton in Lake Baikal. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 3: 215–225.
- Popovskaya G.I., Belykh O.I. 2003. Stages of the study of autotrophic picoplankton of Lake Baikal. *Hydrobiological Journal* 39: 12–24.
- Popovskaya G.I., Usoltseva M.V., Domyshcheva V.M. et al. 2015. The spring phytoplankton in the pelagic zone of Lake Baikal during 2007–2011. *Geography and Natural Resources* 36(3): 253–262. DOI: [10.1134/S1875372815030051](https://doi.org/10.1134/S1875372815030051)
- Round F.E., Crawford R.M., Mann D.G. 1990. *The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rusanovskaya O.O., Shimaraeva S.V., Karnaukhov D.Y. et al. 2020. Analysis of long-term dynamics of the plankton community of Lake Baikal. *Limnology and Freshwater Biology* 4: 748–749. DOI: [10.31951/2658-3518-2020-A-4-748](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2020-A-4-748)
- Sarmiento J.L., Slater R., Barber R. et al. 2004. Response of ocean ecosystems to climate warming. *Global Biogeochemical Cycles* 18: GB3003. DOI: [10.1029/2003GB002134](https://doi.org/10.1029/2003GB002134)
- Schloss P.D. 2020. Reintroducing mothur: 10 years later. *Applied and environmental microbiology* 86(2): e02343-19.
- Shishlyannikov S.M., Nikonova A.A., Bukin Y.S. et al. 2018. Fatty acid trophic markers in Lake Baikal phytoplankton: A comparison of endemic and cosmopolitan diatom-dominated phytoplankton assemblages. *Ecological Indicators* 85: 878–886. DOI: [10.1016/j.ecolind.2017.11.052](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.052)
- Smetacek V. 1985. Role of sinking in diatom life history cycles. *Marine Biology* 84: 239–251.
- Smetacek V. 1998. Biological oceanography: Diatoms and the silicate factor. *Nature* 391: 224–225.
- Stoeck T., Bass D., Nebel M. et al. 2010. Multiple marker parallel tag environmental DNA sequencing reveals a highly complex eukaryotic community in marine anoxic water. *Molecular ecology* 19: 21–31.
- Usoltseva M.V., Titova L.A., Firsova A.D. et al. 2023. Long-term dynamics of dominant diatom species abundance of spring phytoplankton in three basins of the pelagic zone of Lake Baikal in 1964-1984 and 2007-2016. *Limnology and Freshwater Biology* 6(2): 55–62. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-2-55](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-2-55)
- Williams D.M. 1986. Comparative morphology of some species of *Synedra* Ehrenb. with a new definition of the genus. *Diatom Research* 1(1): 131–152.
- Williams D.M. 2011. *Synedra*, *Ulnaria*: definitions and descriptions – a partial resolution. *Diatom Research* 26(2): 149–153. DOI: [10.1080/0269249X.2011.587646](https://doi.org/10.1080/0269249X.2011.587646)
- Williams D.M., Round F.E. 1987. Revision of the genus *Fragilaria*. *Diatom Research* 2(2): 267–288.
- Zakharova Y., Marchenkov A., Petrova D. et al. 2023. Delimitation of Some Taxa of *Ulnaria* and *Fragilaria* (Bacillariophyceae) Based on Genetic, Morphological Data and Mating Compatibility. *Diversity* 15(271): 1–26. DOI: [10.3390/d15020271](https://doi.org/10.3390/d15020271)

Пространственные и временные различия в развитии видов *Ulnaria danica*, *Ulnaria acus* и *Fragilaria radians* в озере Байкал

Петрова Д.П.*^{ORCID}, Галачянц Ю.П.^{ORCID}, Фирсова А.Д.^{ORCID}

Лимнологический институт Сибирского отделения Российской академии наук, ул. Улан-Баторская, 3, г. Иркутск, 664033, Россия

АННОТАЦИЯ. Оценка разнообразия фитопланктона в пресноводных водоемах сильно зависит от методов, используемых при таксономической идентификации. Бесповные диатомовые водоросли из родов *Ulnaria* (Kützing) Compère и *Fragilaria* Kützing доминируют в составе фитопланктона в пресноводных экосистемах. Применение комплексного подхода, включающего мета-баркодирование с использованием анализа фрагментов V3-V4 региона 18S рРНК, световой и сканирующей электронной микроскопии, позволило провести оценку различий в распределении этих видов в оз. Байкал. Показано, что в 2017 году Южной и Средней части оз. Байкал происходит постепенная смена исследуемых видов, что обусловлено тем, что пик развития *Fragilaria radians* опережает *Ulnaria acus*. В период гидрологической весны пелагической зоне озера в этих районах, в Чивыркуйском и Баргузинском заливах среди диатомей доминировала *U. acus*. Развитие популяции в Северной части озера не соответствовало выявленным тенденциям, согласно которым в конце весны здесь следовало ожидать высокую численность обоих видов, однако она не превышала 3% от общей численности. В летний период численность *U. acus* значительно снижалась и достигала своего минимума осенью. *Ulnaria danica* представлена в фитопланктоне крупных заливов в течении всего периода исследования.

Ключевые слова: Метабаркодирование, микроскопия, диатомовые водоросли, 18S рРНК, озеро Байкал

Для цитирования: Петрова Д.П., Галачянц Ю.П., Фирсова А.Д. Пространственные и временные различия в развитии видов *Ulnaria danica*, *Ulnaria acus* и *Fragilaria radians* в озере Байкал // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - С. 1178-1195. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1178

1. Введение

Фитопланктон является основным участником в создании органического вещества для водных экосистем, обеспечивая половину глобальной первичной продукции (Field et al., 1998; Käse and Geuer, 2018; Naselli-Flores and Padisák, 2023), а его изменчивость определяет развитие и динамику всех последующих трофических уровней, оказывая непосредственное влияние на питание, рост, размножение и выживание различных организмов (Smetacek, 1985; Smetacek, 1998; Hällfors and Uusitalo, 2013). Известно, что изменения условий окружающей среды, влияют на развитие фитопланктона (Irwin et al., 2006), а как следствие и на весь биогеохимический цикл в водоемах (Behrenfeld et al., 2006). Анализ численности и биомассы фитопланктона совместно с такими физическими параметрами, как апвеллинг и перемешивание, предпо-

лагает возможность разделения океана на основные биомы, а затем спрогнозировать их изменения в ответ на потепление климата (Sarmiento et al., 2004; Boyd, 2002). Таким образом, понимание механизмов, регулирующих структуру фитопланктонных сообществ, дает представление о потенциальных последствиях изменений окружающей среды и их влиянии на более высокие трофические уровни.

Озеро Байкал - самое глубокое и крупное олиготрофное озеро в мире. Фитопланктон озера характеризуется неоднородным пространственным распределением по всей акватории озера. Непрерывные многолетние исследования показали, что фитопланктон пелагиали характеризуется резкими межгодовыми и сезонными колебаниями численности и биомассы (Поповская, 1977; Поповская и др., 2015; Bondarenko et al., 2019; Usoltseva et al., 2023). Подледный период (февраль-апрель) для озера Байкал характеризуется массовым раз-

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: daryapetr@gmail.com (Д.П. Петрова)

Поступила: 05 сентября 2025; Принята: 10 октября 2025;
Опубликована online: 31 октября 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



витиём диатомовых водорослей и динофлагеллят на границе раздела фаз «лед – вода» (Оболкина и др., 2000; Popovskaya, 2000; Bondarenko et al., 2006; Annenkova et al., 2015; Bashenkhaeva et al., 2025). Массовое развитие диатомей продолжается вплоть до июля (Mikhailov et al., 2022), тогда как в летний период (июль и август) основная продукция зависит от цианопрокариот родов *Synechocystis* и *Synechococcus* (Popovskaya and Belykh, 2003; Belykh et al., 2007), а также от динофитовых, зеленых и хризодитовых водорослей (Mikhailov et al., 2022). В сентябре–октябре наблюдается второй пик общего разнообразия диатомовых водорослей (Popovskaya, 2000; Mikhailov et al., 2022; Bashenkhaeva et al., 2023; Grachev et al., 2021).

Пеннатные бесшовные диатомеи – одни из основных продуцентов оз. Байкал, они играют важную роль в весеннем цветении фитопланктона. Ранее в числе доминирующих видов диатомей был отмечен вид *Synedra acus* subsp. *radians* (Kützing) Skabitchevsky (Popovskaya, 2000; Поповская и др., 2015; Bondarenko et al., 2019; Usoltseva et al., 2023), *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenberg (Popovskaya, 2000; Shishlyannikov et al., 2018) и *Synedra acus* Kützing (Поповская и др., 2015; Rusanovskaya et al., 2020). Род *Synedra* считался широко распространенным в наземных водоемах различного типа, однако при описании рода не был выбран типовой вид (Ehrenberg, 1830). Позднее Д. Вильямсом и Ф. Раундом были проведены ревизии родов *Fragilaria* и *Synedra*, основанные на данных электронной микроскопии (Williams, 1986; Williams and Round, 1987; Round et al., 1990). Это привело к тому, что некоторые из видов были перенесены в род *Fragilaria*, в частности пресноводный вид *S. acus* subsp. *radians*, ставший *Fragilaria radians* (Kützing) D.M. Williams & Round (Williams and Round, 1987). В 2001 П. Компре повысив до родового ранга название *Synedra* subgen. *ulnaria* Kützing и выбрав вид *Synedra ulna* в качестве типового, что привело к появлению рода *Ulnaria* (Kützing) Compère (Compère, 2001). В результате таксономической ревизии род *Ulnaria* сформирован пресноводными пеннатными бесшовными видами. *Synedra acus* в настоящий момент известна как *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal (Lange-Bertalot and Ulrich, 2014), а *Synedra ulna* – *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère (Williams, 2011). Однако, считается, что Западная часть Евразийского континента заселена *U. ulna*, Восточная – *Ulnaria danica* (Kützing) Compère & Bukhtiyarova (Bukhtiyarova and Compère, 2006). Популяции *U. ulna* способны к межвидовой гибридизации с популяциями *U. danica*, находящимися в районе Западно Сибирской низменности и к востоку от нее вплоть до оз. Байкал (Подунай и др., 2021; Подунай, 2022.). Согласно ранее полученным данным в озере Байкал обнаружена только *U. danica* (Zakharova et al., 2023).

Разделение видов внутри родов *Fragilaria* и *Ulnaria* затруднено. Отчасти, по мнению разных авторов, это связано с морфологическими описаниями видов, которые не во всех случаях сделаны достаточно подробно и однозначно, что привело к

тому, что в ряде случаев имеет место наложение морфологических признаков (Kahlert et al., 2019; Zakharova et al., 2023). Традиционно таксоны фитопланктона идентифицировались с помощью световой микроскопии (СМ). Однако использование только этого метода для правильной идентификации видов *Fragilaria* и *Ulnaria* в составе фитопланктона оказывается явно недостаточным и приводит к объединению данных и недоучету численности видов *U. acus* и *F. radians* в структуре байкальского фитопланктона по причине их морфологического сходства. Таким образом, требуется применения более трудоемкого метода – сканирующей электронной микроскопии (СЭМ) (Zakharova et al., 2023). В последние годы использование метабаркодинга с амплификацией маркерных генов при исследовании пресноводного фитопланктона открыло большие перспективы по изучению разнообразия, в том числе и для озера Байкал. При этом выбор праймеров и маркеров, а также их специфичность для воздействия на конкретные группы водорослей, является важным этапом, который строго зависит от целей исследований и наличия соответствующих баз данных (Hadziavdic et al., 2014; Latz et al., 2022; Bukin et al., 2023). Ранее нами также показано, что использование метабаркодирования, основанного на анализе переменного фрагмента V3-V4 18S rRNA, позволяет достоверно идентифицировать и проводить качественные сравнения между этими двумя видами в природных популяциях (Zakharova et al., 2023; Morozov et al., 2023).

Таким образом, целью данной работы была провести оценку относительной численности видов *Ulnaria danica*, *Ulnaria acus* и *Fragilaria radians* на разных станциях оз. Байкал в течении трех сезонов (гидрологическая весна, лето и осень) на основе применения комплексного подхода: анализа данных метабаркодирования и микроскопии.

2. Материалы и методы

2.1. Отбор проб

Отбор проб проводился с борта научно-исследовательских судов «Г.Ю. Верецагин» и «Академик В.А. Коптюг» (ЦКП «Центр комплексных судовых исследований Байкала») на 7 станциях озера Байкал, в период весеннего перемешивания (май, июнь), прямой стратификации летом (Июль) и осенью (сентябрь) 2017 года (Таблица 1, Рис. 1) с помощью пробоотборника SBE 32 Carousel water sampler (Sea-Bird Electronics, США). Равные объемы воды были собраны с глубины 0, 5, 10, 15, 20, 25 м и использованы для дальнейшего анализа.

2.2. Анализ фитопланктона

Анализ фитопланктона проводился для комплексных проб воды (200 мл воды из разных слоев). Для количественного определения и идентификации фитопланктона с помощью световой микроскопии 1,2 л каждой объединенной пробы, зафиксированной раствором Люголя (конечная

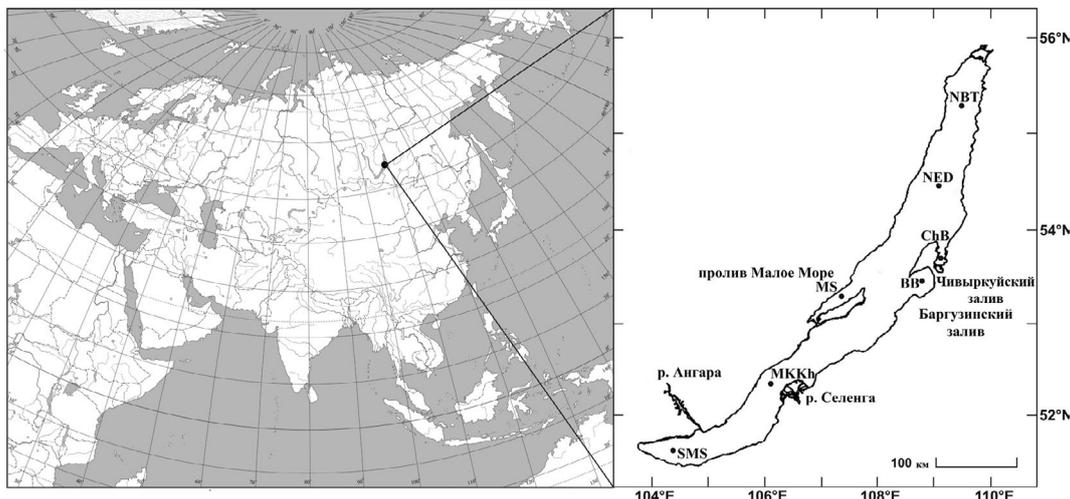


Рис.1. Схема отбора проб фитопланктона.

концентрация I_1 – 0,66%, I_2 – 0,33%) (Гусева, 1959). Концентрирование проб проводили методом отстаивания и последующего сифонирования. Подсчет микроводорослей проводили на световом микроскопе AxiostarPlus («Zeiss», Германия) при увеличении в $\times 200$ в двух повторностях. Численность рассчитывали по методике Г.В. Кузьмина (Кузьмин, 1975), биомассу — по методу «истинного объема» клеток (Макарова и Пичкилы, 1970; Белых и др., 2011). Для анализа методом электронной микроскопии 20 мл пробы фильтровали через поликарбонатные фильтры 1 мкм (Whatman, USA) и затем пропускали через фильтр 20 мл 70% этанола с целью обезвоживания. Фильтр высушивали при комнатной температуре, прикрепляли на столик для сканирующего электронного микроскопа (СЭМ), напыляли золотом в вакуумной установке SDC 004 (Balzers, Лихтенштейн) и анализировали с помощью сканирующего электронного микроскопа FEI Quanta 200 (FEI, USA) в приборном центре коллективного пользования физико-химического ультрамикрoанализа

ЛИН СО РАН (ЦКП «Ультрамикрoанализ»). Подсчет створок *U. acus*, *F. radians* и *U. danica* производился в дважды среди 100 случайно встреченных створок.

2.3. Выделение ДНК, амплификация и секвенирования

С целью выделения ДНК были отобраны интегральные пробы воды общим объемом 20 л (равные объемы проб с разных глубин). Пробы были предварительно профильтрованы с использованием префильтра с диаметром пор 27 мкм, а затем через поликарбонатные фильтры с диаметром пор 0,2 мкм (Whatman, США). Биомассу с мембраны смывали в стерильный ТЕ буфер (10 mM Tris-HCl, 1 mM EDTA, pH8.0) и хранили при -80°C . Перед выделением ДНК образцы размораживали при температуре 4°C . Биомассу из ТЕ-буфера концентрировали методом центрифугирования при 16 100 об/мин, 4°C в течение 30 мин. ДНК из осадка клеток выделяли по описанному ранее методу (Bukin et al., 2023).

Таблица 1. Станции и календарь отбора проб в озере Байкал в 2017 г.

Местоположение		Станции	Координаты		Даты отбора проб		
			Широта	Долгота	Весна	Лето	Осень
Пелагическая зона озера	Южная котловина	Центральная станция разреза поселок Маритуй – поселок Солзан (SMS)	51 38.710	104 13.715	26.05.2017	18.07.2017	26.09.2017
	Средняя котловина	Центральная станция разреза мыс Красный Яр – протока Харауз (MKKh)	52 20.722	106 03.870	29.05.2017	20.07.2017	29.09.2017
	Северная котловина	Центральная станция разреза мыс Елохин – поселок Давша (NED)	54 27.052	109 04.164	01.06.2017	22.07.2017	01.09.2017
		Центральная станция разреза поселок Байкальское – мыс Турали (NBT)	55 19.487	109 28.707	02.06.2017	23.07.2017	02.09.2017
Заливы и проливы		Баргузинский залив (BB)	53 27.245	108 44.387	31.05.2017	25.07.2017	31.09.2017
		Чивыркуйский залив* (ChB)	53 42.564	109 06.384	04.06.2017	25.07.2017	04.09.2017
		Пролив Малое Море (MS)	53 14.500	107 15.416	05.06.2017	21.07.2017	05.09.2017

Примечание: * В ChB пробы были отобраны с глубины 0 м and 8 м.

Ампликонные библиотеки фрагментов V3-V4 региона 18S рРНК были получены с помощью праймеров TAREuk454FWD1 5'-CCAGCASCYCGGTAATTCC-3' и TAREukREV3 5'-ACTTTCGTTCTTGAT-3' (Stoeck et al., 2010). Библиотеки были секвенированы на Illumina Miseq с использованием набора реагентов MiSeq® v3 (2x300 п.н.). Работа проводилась с использованием оборудования ЦКП «Геномные технологии, протеомика и клеточная биология» ФГБНУ ВНИИСХМ.

2.4. Анализ данных метабаркодирования

Библиотеки ампликонов 18S рРНК были проанализированы в mothur 1.44.11 (Schloss, 2020). Данные секвенирования для получения 97% идентичных ASV (вариант последовательности ампликона - amplicon sequence variant) были проанализированы в Usearch 11.0.667. При этом прочтения R1 и R2 объединяли, последовательности фланкирующих праймеров отрезали и фильтровали по уровню ожидаемых ошибок менее одной на фрагмент и генерировали ASV по алгоритму Uparse 3. ASV были сгенерированы при отсечении 4 замен. Таблицу встречаемости ASV по образцам генерировали путем картирования сырых данных на полученные ASV с уровнем идентичности 99%. Для полученных ASV с использованием программы mothur и базы данных SILVA v.138 была проведена таксономическая классификация. Поскольку эта база данных не предлагает таксономического определения ниже рода, все ASV, отнесенные к родам *Ulnaria* и *Fragilaria*, были сопоставлены с последовательностями 18S рРНК, секвенированными из моноклональных штаммов байкальских диатомовых водорослей *U. acus*, *U. danica* и *F. radians* (Zakharova et al., 2023), с использованием blastn 2.2.31 + (Camacho et al., 2009). Результаты blast-анализа (совпадения с уровнем идентичности более 98.5%) и численность ASV были использованы для расчета относительной встречаемости видов *U. acus*, *U. danica* и *F. radians* в анализируемых сообществах.

3. Результаты

3.1. Видовой состав фитопланктона

С помощью световой микроскопии (СМ) определены видовая структура, количественные показатели и пространственное распределение фитопланктона на семи станциях озера Байкал в течение гидрологической весны (май – июнь), лета и осени 2017 г. (Таблица 1, Рис. 1). Выявлено, что весенний фитопланктон 2017 г., в основном, был представлен диатомовыми, хризофитовыми и зелеными водорослями (Рис. 2А). Общая численность фитопланктона на исследуемых станциях в этот период варьировала в широком диапазоне 193,5 тыс. кл./л. на Севере озера (NBT) до 1027 тыс. кл./л. в Баргузинском заливе (BB) (Рис. 2Б). Основу численности на станциях SMS в Южном Байкале и МККх в Средней котловине составляли диатомовые водо-

росли *U. acus* и *F. radians* которые из-за схожих морфологических признаков учитываются совместно при анализе методом СМ. На долю этих видов приходилось 90% и 78% от общего количества фитопланктона на данных станциях. В Северной части озера на станциях NEB и NBT, а также в заливах и проливе Малое Море (станции ChB, BB и MS) численность данных видов была низкой и не превышала 3%. Доминирующим видом была хризофитовая водоросль *Dinobryon cylindricum* Imhof., на долю которой на станциях NBT и BB приходилось 59% и 63%, соответственно, от общего количества фитопланктона. Содоминирующим комплексом водорослей были зеленые рода *Monoraphidium* (Рис. 2А). Среди диатомовых по численности здесь доминировал вид *Nitzschia graciliformis* Lange-Bertalot & Simonsen.

В летний период общая численность фитопланктона на исследуемых станциях снизилась. Максимум этого показателя 424 тыс. кл./л. был отмечен на станции SMS в Южном Байкале (Рис. 2Б), где доминировала зеленая водоросль *Monoraphidium griffithii* (Berkeley) Komárková-Legnerová, на долю которой приходилось до 97% от общего количества фитопланктона. В Средней и Северной части озера доминировали хризофитовые водоросли из рода *Dinobryon* и зеленые рода *Monoraphidium* (Рис. 2А). При этом минимальные значения общей численности были отмечены на станции NEB – 15 тыс. кл./л. (Рис. 2Б). На станции NBT была зафиксирована диатомовая водоросль *Lindavia baicalensis* (Skvortsov & K.I.Meyer) Nakov, Guillory, M.L.Julius, E.C.Theriot & A.J.Alverson, на долю которой по численности приходилось 30 %. В заливах и проливе численность видов *U. acus* и *F. radians* по сравнению с весенним периодом незначительно увеличилась. На станции ChB доля этих видов выросла до 33% от общей численности (Рис. 2А).

Количественные показатели осеннего фитопланктона пелагиали Байкала варьировали в небольшом диапазоне 27 до 83 тыс. кл./л. Тогда как в заливах этот диапазон был существенно больше от 27 тыс. кл./л. в BB до 329 тыс. кл./л. в ChB (Рис. 2Б). На всех станциях отмечалась разнородная структура, при этом доминировали представители хризофитовых и зеленых водорослей (Рис. 2А). *U. acus* и *F. radians* отсутствовали или отмечались единичные клетки. Вид *U. danica* по данным световой микроскопии был отмечен на станциях ChB и BB весной, а также на станции ChB в летний период (Рис. 2), однако, численность его не превышала 1% от общей численности. Осенью методом СМ вид не был зарегистрирован не на одной из станций.

Поскольку *F. radians* и *U. acus* имеют часть перекрывающихся морфологических признаков, это приводит к тому, что их нельзя надежно идентифицировать только по данным СМ без данных электронной микроскопии и секвенирования маркерных генов (Zakharova et al., 2023). Был проведен анализ численности исследуемых видов с использованием СЭМ. В результате установлено, что весной в образцах на всех станциях доминировала *U. acus* (Рис. 3). В Южном (SMS) и Среднем Байкале (МККх), а также

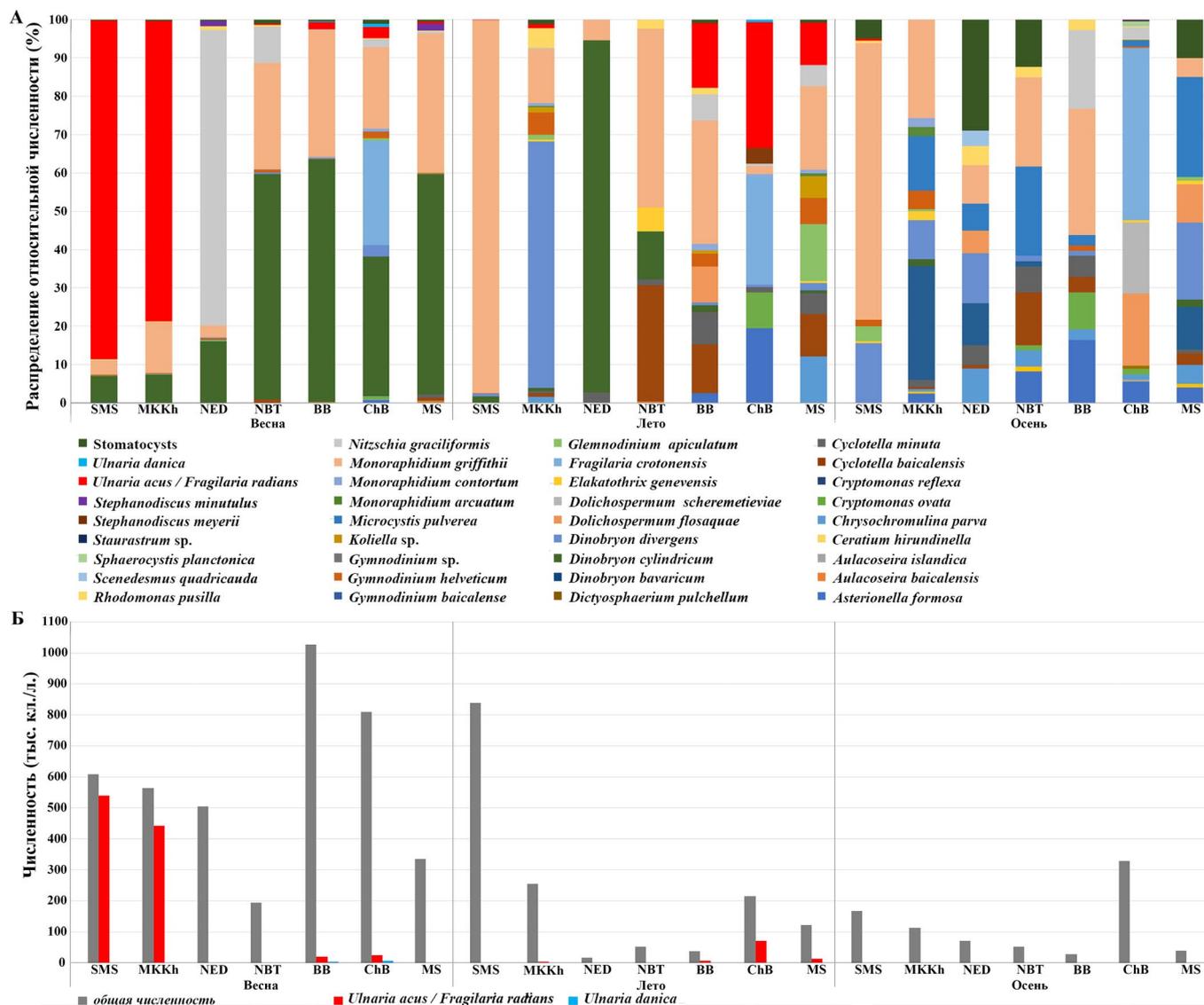


Рис.2. Сезонная динамика численности фитопланктона в оз. Байкал в 2017 г. А – Распределения отдельных таксонов в структуре фитопланктона; Б – Общая численность и численности представителей родов *Ulnaria* и *Fragilaria*.

заливах (ChB, BB) и проливе Малое море (MS) отмечалось присутствие *F. radians*, тогда как на северных станциях NED и NBT этот вид отсутствовал. Самое большое количество *F. radians* по данным СЭМ было в Чивыркуйском заливе (ChB) и составляло 29% от общего числа анализируемых клеток (Рис. 3). В летний период *F. radians* обнаружена только на трех станциях, при этом её доля снижается на станциях SMS и MKKh, однако, увеличивается почти в три раза на станции MS по сравнению с весной. Осенью вид обнаружен только на SMS и MKKh в количествах сопоставимых с летом.

Следует отметить, что методом СЭМ створки *U. danica* обнаружены в образцах всех трех сезонов. Максимальное количество *U. danica* во все сезоны отмечается для образцов, отобранных в Чивыркуйском и Баргузинском заливе (ChB, BB), где достигает 76% и 80%, соответственно (Рис. 3). В Северной котловине и проливе Малое Море вид появляется летом и увеличивает свою долю в структуре фитопланктона осенью (Рис. 3). Осенью небольшое количество (до 1%) отмечено в Южном и Среднем Байкале, где вид полностью отсутствовал в весенне-летний периоды.

3.2. Анализ данных секвенирования

Данные о количестве прочтений в анализируемых сообществах представлены в Таблице 2. ASV, для которых уровень идентичности с последовательностями 18S рРНК штаммов *U. acus*, *U. danica* и *F. radians* составил более 98.5%, были использованы для расчета относительной встречаемости данных видов. Исходя из полученных данных можно сделать вывод, что в весенний и летний период на всех станциях, где проходил отбор проб, доминировала *U. acus*. В весенних образцах из Южного и Среднего Байкала, а также в Чивыркуйского залива (SMS, MKKh и ChB) присутствует небольшое количество ASV *F. radians* (Рис. 4). Летом ASV этого вида регистрируется в Южной Байкале (SMS) в следовых количествах, тогда как в Северной части озера на станции NED и в проливе Малое Море (MS) достигает 13,3% и 6,6%, соответственно, от общего количества прочтений, отнесенных к исследуемым видам. В осенний период ASV, отнесенные к видам *U. acus*, *U. danica* и *F. radians*, регистрировались только на четырех станциях из семи. При этом в Среднем Байкале (MKKh) и Малом Море (MS) доминируют

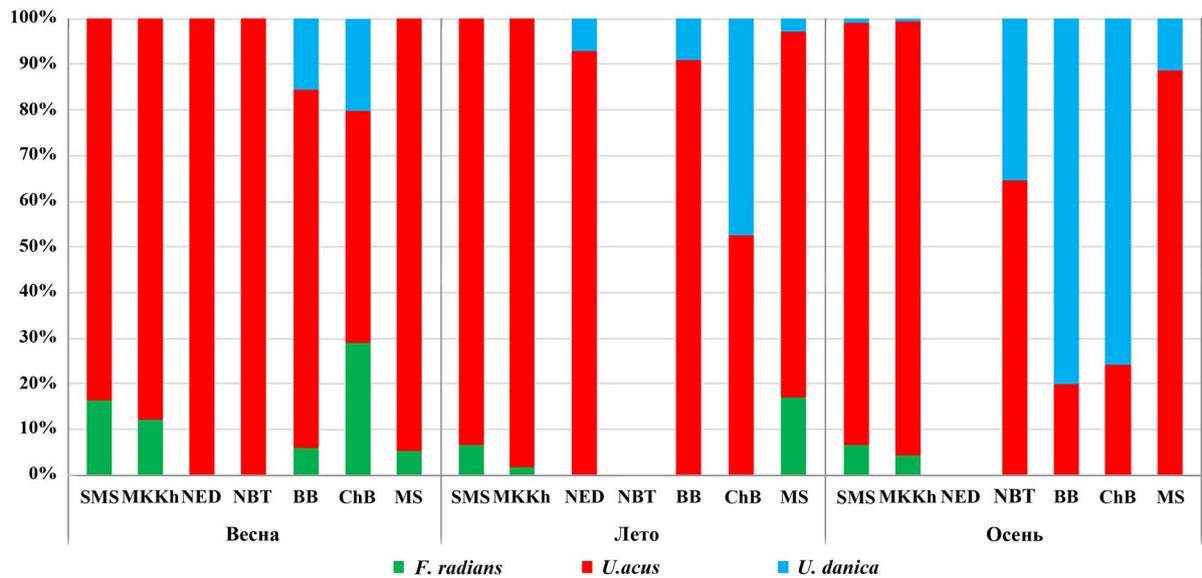


Рис.3. Соотношение видов *U. acus*, *F. radians* и *U. danica* в фитопланктоне озера Байкал в 2017 году по данным СЭМ.

вала *U. acus*, тогда как в заливах (BB и ChB) доминировали ASV *U. danica*, которая присутствовала в образцах этих станций весенний и летний период в меньших долях. В весенний период ASV *U. danica* была обнаружена в образцах SMS и MKKh, однако, их количество не превышало 0,5% от общего количества ASV родов *Ulnaria* и *Fragilaria* (Рис. 4).

4. Обсуждение

Современные экологические исследования направлены на понимание структуры сообществ и их сезонной изменчивости (сукцессии сообществ), поскольку эти факторы влияют на последующую трофическую цепь. В водных экосистемах характеристики сообщества фитопланктона также имеют серьезные биогеохимические последствия (Hällfors and Uusitalo, 2013; Behrenfeld et al., 2006). Исследования фитопланктона сосредоточены в основном на межгодовых изменениях, в то время как внутригодовые изменения рассматриваются редко.

Согласно полученным данным весной 2017 года на исследуемых станциях были отмечены высокие концентрации фитопланктона (Рис. 2), что, согласно принятой ранее классификации (Поповская, 1977), характеризует этот год как высоко-среднепродуктивный. По данным анализа СМ выявлено, что фитопланктон 2017 г., в основном, был представлен диатомовыми, хризофитовыми и зелеными водорослями. Среди диатомей в весенний период отмечалось доминирование диатомовых водорослей комплекса из двух видов *U. acus* и *F. radians* (учет численности велся суммарно для двух видов), однако их численность снижалась летом. Осенью *U. acus* и *F. radians* были зарегистрированы только на двух станциях из семи (Рис. 2). Такое сезонное изменение совпадает с описанным ранее для *S. acus* subsp. *radicans* (переименована в *F. radians*): цветение весной, за которым следует постепенное уменьшение численности в течение лета и практически полное отсутствие осенью. Однако, методом СМ, который широко применяется для анализа видового состава фитопланктона, не уда-

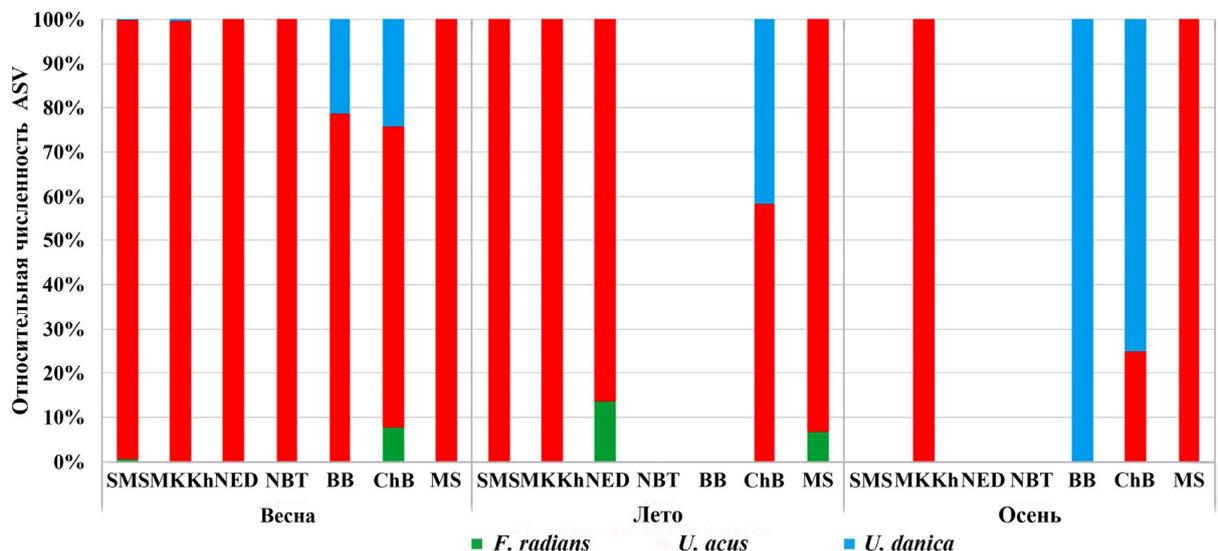


Рис.4. Относительная численность ASV, отнесенных к видам *U. acus*, *U. danica* и *F. radians*.

лось получить данные о численности каждого вида в отдельности из-за их морфологической схожести, а *U. danica* отмечалась только в заливах. Метод СЭМ и анализ данных метабаркодирования, позволили провести значительную корректировку данных, так весной 2017 г. доминирует *U. acus*, тогда как *F. radians* представлена в небольших количествах на всех станциях, кроме Северной части озера (Рис. 3). Сезонная динамика развития видов родов *Ulnaria* и *Fragilaria*, как и других представителей фитопланктона происходит в зависимости от физико-химических факторов и биологии видов. Ранее при анализе данных метабаркодирования нами было установлено, что пики численности обоих видов расположены близко к периоду освобождения озера от льда. При этом развитие популяции *U. acus* отстает от *F. radians* примерно на месяц (Morozov et al., 2023). Согласно анализу данных, полученных при анализе сезонной сукцессии микроэукариот и бактерий для центральной станции разреза поселок Листвянка – поселок Танхой Южной котловины оз. Байкал в период с марта по сентябрь 2017 г (Mikhailov et al., 2022), установлено, что пик развития *F. radians* в этом году в Южной Байкале приходился на середину апреля, тогда как максимум численности *U. acus* сдвинут на май (Morozov et al., 2023). Мы предполагаем, что именно этот факт привел к тому, что в образцах гидрологической весны 2017 (конец мая, начала июня) мы наблюдаем доминирование *U. acus*, которая еще сохраняет высокую численность в Южном и Среднем Байкале, тогда как *F. radians* заканчивает свою вегетацию, и ее доля гораздо ниже. Схожая ситуация наблюдается и при анализе весеннего фитопланктона в 2020 году методом СЭМ. Тем не менее, полученные данные не могут объяснить наблюдаемое распределение в Северной части озера. Если предположить, что в северной котловине вода прогревается позже, что должно задерживать смену видов, то доля *F. radians* в образцах NED и NBT должна быть достаточно высокой, однако, в структуре фитопланктона северных станций по данным двух методов отмечалась только *U. acus*. При этом ее численность почти в 1000 раз была ниже численности в Южном и Среднем Байкале, а также заливах. Летняя популяция пелагических станций включает оба вида *U. acus* и *F. radians*. Поскольку виды завершают цветение приблизительно в июле (Рис. 2), то их количество невысокое и они не доминируют в составе фитопланктона. Осенью, когда численность еще снижается методом СЭМ в пелагиали отмечается повторное появление *F. radians*, однако, это не сопоставляется с данными метабаркодирования, где для станции МККх регистрируются ASV только *U. acus*. Несмотря на то, что цветение диатомей в оз. Байкал приходится на более ранний период, похожая ситуация была отмечена в июле 2019 г., когда авторами регистрировалась достаточно высокая численность *F. radians*. Согласно их данным, было выдвинуто предположение, что это явление является результатом апвеллинга (Grachev et al., 2021). Окончившие свою вегетацию клетки *F. radians*, погружаются гораздо медленнее крупноклеточных

Таблица 2. Статистика количества прочтений. Условные обозначения: ЕС – количество прочтений после коррекции ошибок; Тах – прочтения, отнесенные к таксонам *Fragilaria/Ulnaria*.

Образец	Сезон	Количество прочтений	
		ЕС	Тах
SMS	Весна	26378	2872
МККх		26600	2958
NED		26413	4
NBT		31285	2
BB		25820	218
ChB		33968	66
MS		30803	8
SMS	Лето	70070	524
МККх		60515	21
NED		26345	2
NBT		22635	0
BB		н.д.	н.д.
ChB		23157	3
MS		23753	15
SMS	Осень	24625	0
МККх		58273	14
NED		17154	0
NBT		19669	0
BB		14892	221
ChB		24471	2
MS		24580	1

видов диатомей. Данное явление служить причиной того, что панцири этого вида можно наблюдать в толще воды в течении всего года (Bondarenko et al., 2019). Это хорошо объясняет тот факт, что мы видим створки *F. radians* при анализе методом СЭМ, но не обнаруживаем ASV *F. radians* при анализе данных метабаркодирования.

Интересно, что методами СЭМ и метабаркодирования отмечается присутствие *U. danica* в пробах из Чивыркуйского (ChB) и Баргузинского заливов (BB) во все три сезона (Рис. 3), при этом происходит постепенное увеличение ее доли по отношению к *U. acus* и *F. radians*. Не смотря на явные различия морфологии этого вида, она не была идентифицирована в осенних пробах методом СМ (Рис. 2), что позволяет нам предположить, что при использовании только метода СМ происходит искажение регистрируемого видового разнообразия, особенно в сезоны с низкой численность фитопланктона.

5. Заключение

Использование молекулярных методов в совокупности с данными сканирующей электронной микроскопии, позволили выявить наличие скрытого разнообразия в структуре фитопланктона оз. Байкал на примере диатомовых водорослей родов *Ulnaria* и *Flagilaria*. Показано, что *U. acus* и *F. radians* демонстрируют временные различия в распреде-

лении. Мы предполагаем, что в подледный период популяция представляет из себя смесь этих видов, однако численность *F. radians* уменьшается к началу периода гидрологической весны, в то время как *U. acus* находится еще на пике своей численности. В последующие летний и осенний периоды численность *U. acus* постепенно снижается. Повторное появление створок *F. radians* в Южной и Средней частях озера в июле не связано с «цветением» или активным ростом данного вида, поскольку мы отмечаем только наличие створок, но не обнаруживаем соответствующих ASV в данных метабаркодирования. Популяция Северной части озера не поддается выявленной закономерности сменяемости данных видов и требует дополнительного исследования с отбором проб в том числе в подледный период. *U. danica* присутствует в составе фитопланктона заливов в течении всего периода открытой воды, в отличие от пелагических станций. Пик ее численности приходится на осенний период.

Благодарности

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, проект № 121032300191-3. Анализ фитопланктона методом СМ проводились в рамках проекта № 121032300186-9. Авторы выражают благодарность командам научно-исследовательских судов «Г.Ю. Верещагин» и «Академик В.А. Коптюг» (ЦКП «Центр комплексных судовых исследований Байкала») за помощь в отборе проб. Исследование выполнено в центре коллективного пользования физико-химического ультрамикрoанализа ЛИН СО РАН (ЦКП «Ультрамикрoанализ»). Выражаем благодарность Масленниковой М.М. за помощь при работе СЭМ; Клименкову И.В. и Захаровой Ю.Р. за отбор проб; Михайлову И.С. за помощь в отборе проб, выделении ДНК и ценные советы при работе с текстом; Титовой Л.А. и Усольцевой М.В. за анализ проб фитопланктона методом СМ.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Белых О.И., Бессудова А.Ю., Гладких А.С. и др. 2011. Руководство по определению биомассы видов фитопланктона пелагиали озера Байкал. Иркутск: ИГУ.
Гусева К.А. 1959. К методике учета фитопланктона. Труды Института биологии водохранилищ 5: 44–51.
Кузьмин Г.В. 1975. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. Москва: Наука.
Макарова И.В., Пичкилы Л.О. 1970. К некоторым вопросам методики вычисления биомассы фитопланктона. Ботанический журнал 55(10): 1488–1494.
Оболкина Л.А., Бондаренко Н.А., Дорощенко Л.Ф. и др. 2000. О находке криофильного сообщества в озере Байкал. Доклады Академии Наук 371 (6): 815–817.

Подунай Ю.А., Давидович О.И., Давидович Н.А. 2021. Репродуктивная совместимость европейских популяций у двух видов *Ulnaria* (Bacillariophyta). Вестник Московского университета. Серия 16. Биология 76(2): 76–82.

Подунай Ю.А. 2022. Половое воспроизведение, система скрещивания и биогеография представителей рода *Ulnaria* (Kütz.) Compère (Bacillariophyta). Кандидатская диссертация, Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН, Севастополь, Россия.

Поповская Г.И. 1977. Динамика фитопланктона пелагиали Байкала (1964–1974 гг.). В: Биологическая продуктивность пелагиали Байкала и ее изменчивость. Новосибирск: Наука, С. 5–39.

Поповская Г.И., Усольцева М.В., Домышева В.М. и др. 2015. Весенний фитопланктон Байкала по данным кругобайкальских экспедиций 2007–2011 гг. География и природные ресурсы 3: 74–84.

Annenkova N.V., Hansen G., Moestrup Ø. et al. 2015. Recent radiation in a marine and freshwater dinoflagellate species flock. ISME Journal 9(8): 1821–1834. DOI: [10.1038/ismej.2014.267](https://doi.org/10.1038/ismej.2014.267)

Bashenkhaeva M.V., Titova L.A., Martsinechko A.S. et al. 2023. Seasonal changes of phyto-, bacterioplankton and autotrophic picoplankton in the photic layer of Lake Baikal. *Limnology and Freshwater Biology* 2: 31–47. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-2-31](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-2-31)

Bashenkhaeva M.V., Zakharova Yu.R., Galachyants Yu.P. et al. 2025. High abundance and diversity of flagellates under ice cover in Lake Baikal revealed by microscopy and metabarcoding. *Journal of Great Lakes Research* 51(3): 1–13. DOI: [10.1016/j.jglr.2025.1025](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2025.1025)

Belykh O.I., Pomazkina G.V., Tikhonova I.V. et al. 2007. Characteristics of Lake Baikal summer phytoplankton and autotrophic picoplankton. *International Journal on Algae* 9: 247–263.

Behrenfeld M.J., O'Malley R.T., Siegel D.A. et al. 2006. Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature* 444: 752–755. DOI: [10.1038/nature05317](https://doi.org/10.1038/nature05317)

Bondarenko N.A., Timoshkin O.A., Röpstorff P. et al. 2006. The under-ice and bottom periods in the life of *Aulacoseira baicalensis* (K. Meyer) Simonsen, a principal Lake Baikal alga. *Hydrobiologia* 568:107–109. DOI: [10.1007/s10750-006-0325-7](https://doi.org/10.1007/s10750-006-0325-7)

Bondarenko N.A., Ozersky T., Obolkina L.A. et al. 2019. Recent changes in the spring microplankton of Lake Baikal. *Limnologica* 75: 19–29.

Boyd P.W. 2002. Environmental factors controlling phytoplankton processes in the southern ocean. *Journal of Phycology* 38(5): 844–861. DOI: [10.1046/j.1529-8817.2002.t01-1-01203.x](https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2002.t01-1-01203.x)

Bukhtiyarova L.N., Compère P. 2006. New taxonomical combinations in some genera of Bacillariophyta. *Algologia* 16(2): 280–283.

Bukin Y.S., Mikhailov I.S., Petrova D.P. et al. 2023. The effect of metabarcoding 18S rRNA region choice on diversity of microeukaryotes including phytoplankton. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 39(229): 1–18. DOI: [10.1007/s11274-023-03678-1](https://doi.org/10.1007/s11274-023-03678-1)

Camacho C., Coulouris G., Avagyan V. et al. 2009. BLAST+: Architecture and applications. *BMC Bioinformatic* 10: 421. DOI: [10.1186/1471-2105-10-421](https://doi.org/10.1186/1471-2105-10-421)

Compère P. 2001. *Ulnaria* (Kütz.) Compère, a new genus name for *Fragilaria* subgen. *Altera-synedra* Lange-Bertalot with comments on the typification of *Synedra* Ehrenb. In: Ja Hällfors hn R., Kociolek J.P., Witkowski A., Compère P. (Eds.), *Lange-Bertalot Festschrift. Studies on diatoms dedicated to Prof. Dr. h.c. Horst Lange-Bertalot on the occasion of his 65th birthday*. Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag K.G., pp. 97–101.

- Ehrenberg C.G. 1830. Organisation, Systematik und geographisches Verhältniss der Infusionsthierchen. Zwei Vorträge. In: C.G. Ehrenberg. Berlin: Druckerei der Königlichen Akademie der Wissenschaften.
- Field C.B., Behrenfeld M.J., Randerson J.T. et al. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science* 281: 237–240. DOI: [10.1126/science.281.5374.237](https://doi.org/10.1126/science.281.5374.237)
- Grachev M., Bukin Yu., Blinov V. et al. 2021. Is a high abundance of spring diatoms in the photic zone of Lake Baikal in July 2019 due to an upwelling event? *Diversity* 13(10): 504. DOI: [10.3390/d13100504](https://doi.org/10.3390/d13100504)
- Hällfors H., Uusitalo L. 2013. Early warning indicators: phytoplankton. In: Uusitalo L., Hällfors H., Peltonen H. et al. (Eds.), Indicators of the Good Environmental Status of food webs in the Baltic Sea. GES-REG project, WP3. pp. 83.
- Hadziavdic K., Lekang K., Lanzen A. et al. 2014. C. Characterization of the 18S rRNA gene for designing universal eukaryote specific primers. *PLoS One* 9(2): e87624. DOI: [10.1371/journal.pone.0087624](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0087624)
- Irwin A.J., Finkel Z.V., Schofield O.M.E. et al. 2006. Scaling-up from nutrient physiology to the size-structure of phytoplankton communities. *Journal of Plankton Research* 28: 459–471.
- Kahlert M., Kelly M.G., Mann D.G. et al. 2019. Connecting the morphological and molecular species concepts to facilitate species identification within the genus *Fragilaria* (Bacillariophyta). *Journal of Phycology* 55: 948–970. DOI: [10.1111/jpy.12886](https://doi.org/10.1111/jpy.12886)
- Käse L., Geuer J.K. 2018. Phytoplankton Responses to Marine Climate Change – An Introduction. In: Jungblut S., Liebich V., Bode M. (Eds.), *YOUMARES 8 – Oceans Across Boundaries: Learning from each other*. Springer, Cham. DOI: [10.1007/978-3-319-93284-2_5](https://doi.org/10.1007/978-3-319-93284-2_5)
- Lange-Bertalot H., Ulrich S. 2014. Contributions to the taxonomy of needle-shaped *Fragilaria* and *Ulnaria* species. *Lauterbornia* 78: 1–73.
- Latz M.A.C., Grujic V., Brugel S. et al. 2022. Short- and long-read metabarcoding of the eukaryotic rRNA operon: Evaluation of primers and comparison to shotgun metagenomics sequencing. *Molecular Ecology Resources* 22(6): 2304–2318. DOI: [10.1111/1755-0998.13623](https://doi.org/10.1111/1755-0998.13623)
- Mikhailov I.S., Galachyants Y.P., Bukin Y.S. et al. 2022. Seasonal Succession and Coherence Among Bacteria and Microeukaryotes in Lake Baikal. *Microbial Ecology* 84(2): 404–422. DOI: [10.1007/s00248-021-01860-2](https://doi.org/10.1007/s00248-021-01860-2)
- Morozov A., Galachyants Y., Marchenkov A. et al. 2023. Revealing the Differences in *Ulnaria acus* and *Fragilaria radians* Distribution in Lake Baikal via Analysis of Existing Metabarcoding Data. *Diversity* 15(280): 1–10. DOI: [10.3390/d15020280](https://doi.org/10.3390/d15020280)
- Naselli-Flores L., Padisák J. 2023. Ecosystem services provided by marine and freshwater phytoplankton. *Hydrobiologia* 850(12-13): 2691–2706. DOI: [10.1007/s10750-022-04795-y](https://doi.org/10.1007/s10750-022-04795-y)
- Popovskaya G.I. 2000. Ecological monitoring of phytoplankton in Lake Baikal. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 3: 215–225.
- Popovskaya G.I., Belykh O.I. 2003. Stages of the study of autotrophic picoplankton of Lake Baikal. *Hydrobiological Journal* 39: 12–24.
- Round F.E., Crawford R.M., Mann D.G. 1990. *The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rusanovskaya O.O., Shimaraeva S.V., Karnaukhov D.Y. et al. 2020. Analysis of long-term dynamics of the plankton community of Lake Baikal. *Limnology and Freshwater Biology* 4: 748–749. DOI: [10.31951/2658-3518-2020-A-4-748](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2020-A-4-748)
- Sarmiento J.L., Slater R., Barber R. et al. 2004. Response of ocean ecosystems to climate warming. *Global Biogeochemical Cycles* 18: GB3003. DOI: [10.1029/2003GB002134](https://doi.org/10.1029/2003GB002134)
- Schloss P.D. 2020. Reintroducing mothur: 10 years later. *Applied and environmental microbiology* 86(2): e02343-19.
- Shishlyannikov S.M., Nikonova A.A., Bukin Y.S. et al. 2018. Fatty acid trophic markers in Lake Baikal phytoplankton: A comparison of endemic and cosmopolitan diatom-dominated phytoplankton assemblages. *Ecological Indicators* 85: 878–886. DOI: [10.1016/j.ecolind.2017.11.052](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.052)
- Smetacek V. 1985. Role of sinking in diatom life history cycles. *Marine Biology* 84: 239–251.
- Smetacek V. 1998. Biological oceanography: Diatoms and the silicate factor. *Nature* 391: 224–225.
- Stoeck T., Bass D., Nebel M. et al. 2010. Multiple marker parallel tag environmental DNA sequencing reveals a highly complex eukaryotic community in marine anoxic water. *Molecular ecology* 19: 21–31.
- Usoltseva M.V., Titova L.A., Firsova A.D. et al. 2023. Long-term dynamics of dominant diatom species abundance of spring phytoplankton in three basins of the pelagic zone of Lake Baikal in 1964-1984 and 2007-2016. *Limnology and Freshwater Biology* 6(2): 55–62. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-2-55](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-2-55)
- Williams D.M. 1986. Comparative morphology of some species of *Synedra* Ehrenb. with a new definition of the genus. *Diatom Research* 1(1): 131–152.
- Williams D.M. 2011. *Synedra*, *Ulnaria*: definitions and descriptions – a partial resolution. *Diatom Research* 26(2): 149–153. DOI: [10.1080/0269249X.2011.587646](https://doi.org/10.1080/0269249X.2011.587646)
- Williams D.M., Round F.E. 1987. Revision of the genus *Fragilaria*. *Diatom Research* 2(2): 267–288.
- Zakharova Y., Marchenkov A., Petrova D. et al. 2023. Delimitation of Some Taxa of *Ulnaria* and *Fragilaria* (Bacillariophyceae) Based on Genetic, Morphological Data and Mating Compatibility. *Diversity* 15(271): 1–26. DOI: [10.3390/d15020271](https://doi.org/10.3390/d15020271)

Biodiversity and structure of zooplankton communities in the Yantarnyi water-flooded quarry (Kaliningrad region, Russia)

Original Article

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Moiseenko V.V.^{1*}, Semenova A.S.^{1,2}

¹ GNC RF Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography, Atlantic Branch ("AtlantNIRO"), Dm. Donskoy st., 5, Kaliningrad, 236022, Russia

² Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences, Yaroslavl region, Nekouzsky rayon, Borok, 152742, Russia

ABSTRACT. To study the biodiversity and quantitative development of zooplankton, in investigations were conducted in the Yantarnyi water-flooded quarry in Kaliningrad region in 2011 and 2023–2024. Due to its quarry origin, this water body has a relatively large surface area and high depth. The study included hydrochemical analysis of the water, determination of the taxonomic composition of zooplankton communities, their quantitative indicators, and calculation of the Shannon diversity index for areas with macrophytes and for open water. It was established that Cladocera dominate the quarry in terms of the number of species found, abundance, and biomass. Despite the small projective cover of aquatic vegetation, species diversity is higher in macrophyte stands due to a greater number of Rotifera species and species associated with these biotopes. Low mortality rates of zooplankton were recorded in the Yantarnyi water-flooded quarry, indicating favorable conditions for planktonic communities. This is confirmed by the results of hydrochemical analysis, which classify this water body as oligosaprobic.

Keywords: Yantarny quarry, zooplankton, Cladocera, Shannon index, mortality rates

For citation: Moiseenko V.V., Semenova A.S. Biodiversity and structure of zooplankton communities in the Yantarnyi water-flooded quarry (Kaliningrad region, Russia) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - P. 1196-1211. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1196

1. Introduction

Currently, there are about 50 quarries in the Kaliningrad region for the extraction of mineral resources. After the depletion of the deposit, quarries are often filled with groundwater and become water bodies – water-flooded quarries. A total of 14 groups or individual water bodies formed in this way exist in Kaliningrad region (Moiseenko and Tsupikova, 2023). Among them, the Yantarnyi water-flooded quarry is the largest water body this origin in Kaliningrad region by surface area (Fig. 1).

This water body of amber quarry has existed since 1972. Its water surface area is 1.18 km², and the maximal depth is 28 m (Moiseenko and Tsupikova, 2019). These relatively large values are due not only to its artificial origin, but also to the specifics of amber deposit development, which requires greater depths and areas compared to sand and gravel quarries. Ecosystems of water bodies formed on former quarry sites are poorly studied or not studied at all due to their recent formation and absence from water registries. Consequently,

the study of biological diversity, structure, and quantitative indicators of zooplankton communities in this water body is particular interest.

The aim of this study was to investigate the features of biodiversity and structure of zooplankton communities in the Yantarnyi water-flooded quarry.

2. Materials and methods

Sampling was carried out during the growing season (from April to September) 2011, 2023 and 2024 according to the methodology (Methods..., 2024). Sampling stations were confined to open areas of the water surface (with depths of 0-3 m) and coastal areas of the quarry with macrophyte thickets (with depths of 0-2 m). A identification guide was used to identify zooplankton organisms (Zooplankton and Zoobenthos Determinant..., 2010). In order to estimate mortality rates of zooplankton (the proportion of dead individuals from the abundance/biomass of zooplankton), it was stained with aniline blue dye (Methods..., 2024).

*Corresponding author.

E-mail address: moiseenko@atlant.vniro.ru (V.V. Moiseenko)

Received: August 08, 2025; **Accepted:** October 19, 2025;

Available online: October 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.





Fig.1. Location of the the Yantarnyi water-flooded quarry.

To assess the level of biological diversity of zooplankton communities, the Shannon Index was calculated using abundance of zooplankton (Shannon and Weaver, 1963; Andronikova, 1996). To determine the degree of organic contamination of water by zooplankton indicators, the Pantle-Buck saprobicity index (Pantle and Buck, 1955) was calculated in the Sládeček modification (Sládeček, 1973), saprobic valences of species were found according to literature data (Makrushin, 1974; Tsimdin, 1979; Ermolaeva and Dvurechenskaya, 2013). The similarity of planktonic communities in the studied reservoirs was estimated using cluster analysis of standardized and transformed data on the number of taxa by the Bray-Curtis coefficient (Clarke and Gorley, 2006). Simultaneously with the sampling of zooplankton at the same points and at the same depths, samples were taken for hydrochemical analysis, which included the determination of dissolved oxygen and BOD₅. In 2023-2024, a study of the chemical composition of waters (hardness, alkalinity, pH, bicarbonates, sulfates, chlorides, the amount of sodium and potassium), permanganate oxidability, biogenic elements (ammonium nitrogen, nitrites and nitrates, phosphorus phosphates) were conducted according to Alekin (1970), State Water Quality Control (2003).

3. Results

Oxygen conditions in the Yantarnyi water-flooded quarry are favorable, with water saturation ranging from 95% to 100%. A slight increase in dissolved oxygen content and an increase in BOD₅ were observed between 2011 and 2023–2024 (Fig. 2).

The content of biogenic nutrients, according to data obtained from previous studies, and does not exceed the maximum permissible concentrations (Moiseenko and Tsupikova, 2019). According to Alekin's classification (Alekin, 1970), the studied water has elevated mineralization and is bicarbonate-type. Based on total hardness classification, the water is categorized as soft (Table 1).

Unlike urban reservoirs, including those of quarry origin (Sevostyanova et al., 2025), there are no significant changes in zooplankton species diversity for the Yantarnyi quarry from 2011 to the 2020s.

A total of 33 zooplankton species were identified over the entire study period: 26 species in 2023–2024 and 24 species in 2011. Cladocera were represented by the highest number of species in all sampling years. Most species were palearctic, eurytopic and herbivores. The only exceptions are the predators *Leptodora kindtii* (Focke, 1844) and some species of Cyclopoida (Table 2).

The following species were the most abundant: *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879), *Daphnia galeata* (Sars, 1864) and juvenile Cyclopoida. The highest zooplankton abundance and biomass were recorded in 2024, dominated by juvenile copepods. In 2023, similar abundance levels were accompanied by lower biomass values due to the predominance of small-sized rotifer species, particularly the mass development of *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879), its abundance varied from 14 to 23 thousand individuals/m³, this species prefers cold, deep water bodies like the Yantarnyi quarry. In 2011, Copepoda dominated both in abundance and biomass (Fig. 3).

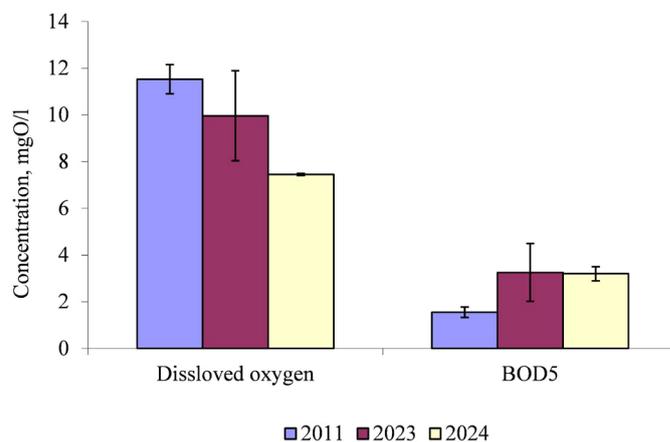


Fig.2. Dissolved oxygen content and BOD₅ value in the Yantarnyi water-flooded quarry.

Seasonal dynamics showed a significant increase in the proportion of copepods in both abundance and biomass during summer and mass development of cladocerans in autumn (Fig. 4).

Dead individuals were found in populations of 12 zooplankton species, primarily the most abundant and dominant rotifers and crustaceans. Mortality rates for individual species were low – the proportion of dead individuals ranged from 0.5% to 3.6% of abundance and from 0.4% to 3.4% of biomass. The highest mortality rates were recorded for *Bosmina longirostris*. In the open part of the water body, the lowest mortality rates were for copepods (0.65% and 0.74%), and the highest for rotifers (1.00% and 1.08%). In macrophyte stands, the lowest mortality rates were for rotifers (0.91% and 0.63%), and the highest for cladocerans (2.66% and 1.83%). Overall, in the open part, the proportion of dead individuals was 0.81% and 0.80%, and in macrophyte stands – 2.19% and 1.52% of zooplankton abundance and biomass, respectively.

4. Discussion

Studies on the chemical composition of technogenic water bodies show that their waters are often predominantly sulfate and bicarbonate (Afonina et al., 2022; Bazarova et al., 2023). The results for the Yantarnyi water-flooded quarry are consistent with these parameters. Despite its proximity to the Baltic Sea, the waters are not chloride-type, indicating weak marine influence on the ecosystem. Marine and brackish water species of zooplankton were not detected. To some extent, the detection of juvenile *Eurytemora* sp. is an exception, which may belong to *Eurytemora affinis* – widespread in brackish and marine waters, including the Baltic Sea and the Kaliningrad (Vistula) Lagoon. However, freshwater representatives also exist within this genus (e.g., *Eurytemora lacustris*), so until adult specimens are found and identified, the question remains open.

Table 1. Hydrochemical parameters of waters of the Yantarnyi water-flooded quarry

Name of the indicator	Concentration
Alkalinity, mg*eq/l	5.19
Hardness, mg*eq/l	2.5
pH	7.5
Hydrocarbonates, mg/l	317.0
Sulfates, mg/l	143.0
Chlorides, mg/l	34.4
Sum of sodium and potassium, mg/l	153.0
Mineralization, mg/l	649.0
Ammonium nitrogen, mg/l	0.02 ± 0.01
Nitrogen of nitrites, mg/l	0.004 ± 0.002
Nitrogen of nitrates, mg/l	< 0.001
Phosphorus of phosphates, mg/l	0.02 ± 0.10

Technogenic water bodies are also often characterized by wide pH ranges with alkaline or acidic waters, high concentrations of sulfates, bicarbonates, metals, and nutrients, which can potentially affect the diversity and quantitative development of zooplankton organisms (Sienkiewicz and Gąsiorowski, 2017; 2019; Pocięcha et al., 2018; Afonina et al., 2022). However, for water bodies formed on former clay, sand, and gravel quarries, water pH can be neutral or near-neutral (Sienkiewicz and Gąsiorowski, 2017).

The Yantarnyi water-flooded quarry lacks these characteristics since after amber extraction, no residues remain that could form toxic compounds upon interaction with water and air. Consequently, extreme values of the aforementioned indicators are absent, and water pH is neutral.

When forming the biota composition of a water-flooded quarry, species richness potential is influenced by both the biotic and abiotic conditions of the environ-

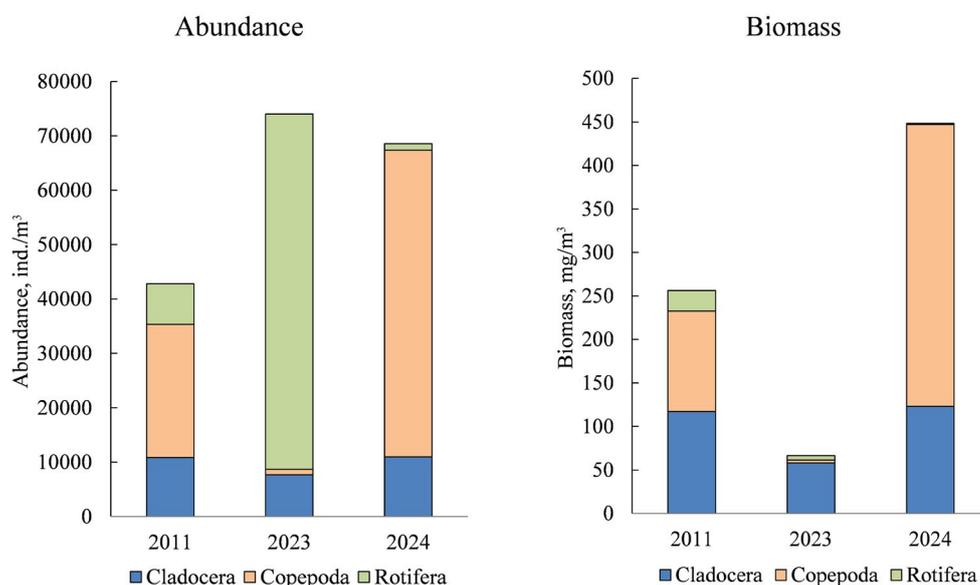


Fig.3. The structure of the abundance and biomass of zooplankton in in the Yantarnyi water-flooded quarry in different years of research.

ment itself (which can promote or hinder colonization by new species through competition, predation, etc.) and the environmental conditions of the locality (De Meester et al., 2005).

The composition and structure of planktonic biocenoses in such water bodies are typically determined by a combination of complex biotic parameters, with a predominance of cosmopolitan species (Tashlykova et al., 2023). Generally, zooplankton in water-flooded quarries is characterized by low species richness, wide variation in quantitative indicators of aquatic organisms, and dominance of juvenile Cyclopoida stages in

the zoocenosis (Goździejewska et al., 2021; Afonina, 2022). These characteristics consistent with the results obtained for the zooplankton of the Yantarnyi water-flooded quarry.

According to GOST 17.1.2.04-77 «Nature protection. The hydrosphere. Indicators of the condition and taxation rules of fisheries water bodies» in the Yantarnyi water-flooded quarry is oligosaprobe in most hydrochemical indicators (in terms of the content of nitrites, ammonium, phosphates). In terms of dissolved oxygen content and permanganate oxidizability, it is xenosaprobe, and in terms of BOD₅, it is alphamesaprobe.

Table 2. Species composition of zooplankton in the studied water body

Taxon	Species	Zoogeography	Saprobity	Biotope	2011	2023	2024
Cladocera	<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1843)	C	1.4	L, Ph	-	-	+
	<i>Alona affinis</i> (Leydig, 1860)	C	1.1	Ph	+	-	+
	<i>Alona rectangula</i> (Sars, 1862)	C	1.3	Eut	-	+	+
	<i>Alona quadrangularis</i> (Müller, 1776)	C	1.3	Ph, L	+	-	-
	<i>Bosmina longirostris</i> (Müller, 1785)	C	1.55	Eut	+	+	+
	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (Müller, 1785)	C	1.15	Eut	+	-	-
	<i>Chydorus sphaericus</i> (Müller, 1785)	C	1.75	Eut	+	+	+
	<i>Daphnia cucullata</i> (Sars, 1862)		1.75	*	+	+	+
	<i>Daphnia galeata</i> (Sars, 1864)	P	2	Pl	+	+	+
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)	P	1.4	Bt, Ph	+	+	+
	<i>Disparalona rostrata</i> (Koch, 1841)	H	1.3	*	+	-	-
	<i>Eubosmina coregoni</i> (Baird, 1857)	P	0.95	*	+	-	+
	<i>Leptodora kindtii</i> (Focke, 1844)	H	1.65	Pl	+	+	-
	<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine, 1820)		1.2	*	+	-	+
	<i>Pleuroxus uncinatus</i> (Baird, 1850)	P		*	-	-	+
	<i>Polyphemus pediculus</i> (Linnaeus, 1761)	H	1.3	L	+	-	+
	<i>Scapholeberis mucronata</i> (Müller, 1776)	P	2	Bt, Ph	+	+	+
<i>Sida crystallina</i> (Müller, 1785)	P	1.3	Ph	+	-	-	
Total Cladocera					15	8	13
Copepoda	<i>Cyclops kolensis</i> (Lilljeborg, 1901)	P		Eut	-	-	+
	<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars, 1863)	P	1.4	*	+	+	+
	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars, 1863)	P	1.25	*	-	+	-
	<i>Eurytemora</i> sp.			*	+	-	-
	<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus, 1857)	P	1.2	Eut	+	+	+
	<i>Thermocyclops oithonoides</i> (Sars, 1863)	P	1.3		+	+	-
Total Copepoda					4	4	3
Rotifera	<i>Asplanchna priodonta</i> (Gosse, 1850)	C	1.55	Eut	+	+	-
	<i>Brachionus calyciflorus calyciflorus</i> (Pallas, 1776)		2.5	*	-	+	-
	<i>Eosphora najas</i> (Ehrenberg, 1830)	P		Ph, L	-	-	+
	<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott, 1879)	Г	1.25	Pl	-	+	+
	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	C	1.15	Eut	+	+	-
	<i>Keratella quadrata</i> (Müller, 1785)	C	1.55	Eut	+	+	+
	<i>Polyarthra major</i> (Burckhardt, 1900)	H	1.2	Eut	+	+	-
	<i>Synchaeta pectinata</i> (Ehrenberg, 1832)	C	1.65	Eut	+	-	-
	<i>Trichocerca</i> sp.		1.6	*	-	-	+
Total Rotifera					5	6	4
Total					24	18	20

Note: P – palearctic, H – holarctic, C – cosmopolitan (Zooplankton and Zoobenthos Determinant..., 2010); Pl – pelagic; Ph – phytoplilic; Bt – benthic; L – littoral; Eut. – eurytopic (Rivier et al., 2001), * – according to the available literature, the status of this species remains unknown.

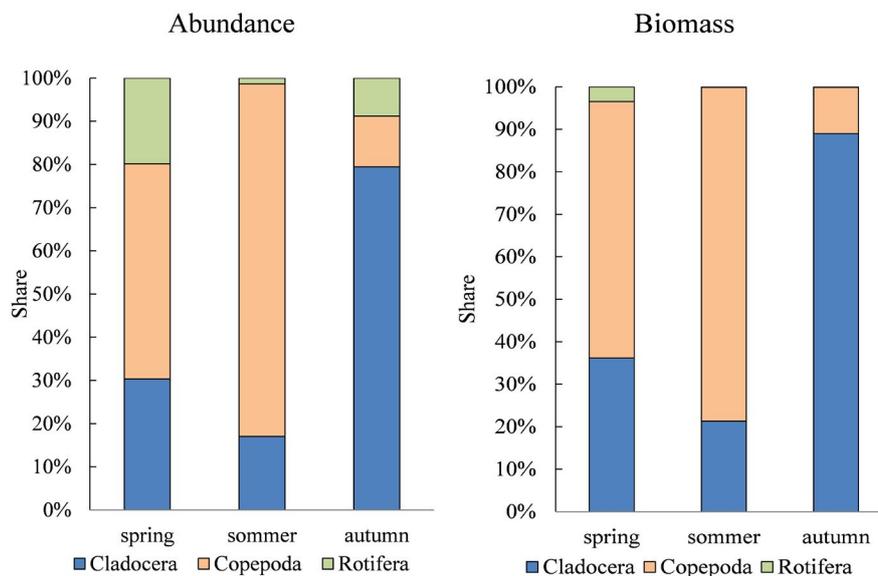


Fig.4. The structure of the abundance and biomass of zooplankton in in the Yantarnyi water-flooded quarry by season.

The quarry origin, resulting in significant depths (about 30 m), combined with a large water volume, provides sufficient self-purification potential (Szatylowicz et al., 2015). The average annual phytoplankton abundance is low (does not exceed 7 million cells/L). The content of green algae (protococcal), forming the basis of the phytocenosis, in terms of both abundance and biomass, indicates potentially high productivity of the water body (Tsupikova et al., 2017).

Zooplankton biomass and abundance in this water body are lower than in water-flooded quarries of similar formation periods, such as the Pushkarevskii and Berezovskii quarry (Moiseenko et al., 2024; Moiseenko and Semenova, 2025). Nutrient content is also lower than in water bodies of similar formation period and surface area, such as the Forelevyi pond (Moiseenko et al., 2024), this is due to the large anthropogenic impact on the Forelevyi pond due to the location of industrial enterprises and trout farming.

In general, the species richness of zooplankton is related to the age of water bodies, newly formed aquatic habitats are subject to intensive invasion processes, and climax communities have not yet formed. In addition to local restrictions caused by specific conditions in the reservoir, species-unsaturated zooplankton communities of newly formed water bodies are strongly influenced by regional species richness and their distribution opportunities (Tavernini et al., 2009). The fairly stable number of species of the Yantarnyi water-flooded quarry over a long period and similar dominant species suggests that the zooplankton communities formed in it are close to climax.

Higher aquatic vegetation also has a significant impact on the species structure and abundance of zooplankton, as a result of which zooplanktonocenoses of macrophyte thickets are characterized by high species richness and quantitative development (Gavrillko et al., 2019).

The projective coverage of macrophytes in the Yantarnyi water-flooded quarry does not exceed 5 % and is represented by *Phragmites australis* (Cav.) Trin.

ex Steud.), *Sparganium glomeratum* Laest. ex Beurl.) Neuman) and *Acorus calamus* L. (Moiseenko and Tsupikova, 2023). However, both biomass and abundance of zooplankton were lower at stations near macrophyte stands, except for rotifers, whose abundance increased significantly. Overall, increased species diversity in this biotope, besides rotifers, was achieved through species characteristic of stands such as *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller, 1785), *Sida crystallina* (O.F. Müller, 1776), *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin, 1848), *Eudiaptomus gracilis* (GO Sars, 1863), *Scapholeberis mucronata* (O.F. Müller, 1776), *Polyphemus pediculus* (Linnaeus, 1758).

To compare the composition of zooplankton, the Pushkarevskii and Berezovskii quarries were selected, which are similar to the Yantarnyi quarry in terms of the period of formation, as well as in terms of use (exclusively for recreational purposes) (Moiseenko and Semenova, 2025), while, for example, the water-flooded quarry «Forelevyi pond» is used for trout farming.

Although Cyclopoida predominate in all the above-mentioned reservoirs, a cluster analyses showed a very high specificity of the planktonic communities of the Yantarnyi water-flooded quarry, which stands out in a separate cluster from other quarries in the Kaliningrad region (Berezovskii and Pushkarevskii) (Fig. 5).

The above results suggest that, in general, there are general patterns in the formation of zooplankton communities in the above-mentioned reservoirs, the Yantarnyi water-flooded quarry has distinctive features due to the influence of local factors, as well as its proximity to the Baltic Sea, which confirms the importance of local factors in the formation of biodiversity in artificial reservoirs (De Meester et al., 2005). Thus, despite the fact that the Baltic Sea does not affect the hydrochemical composition of the Yantarnyi water-flooded quarry due to the lack of water inflow, it is possible to influence the formation of aquatic biodiversity, for example, through runoff from the catchment area or with the transfer of some species through waterfowl.

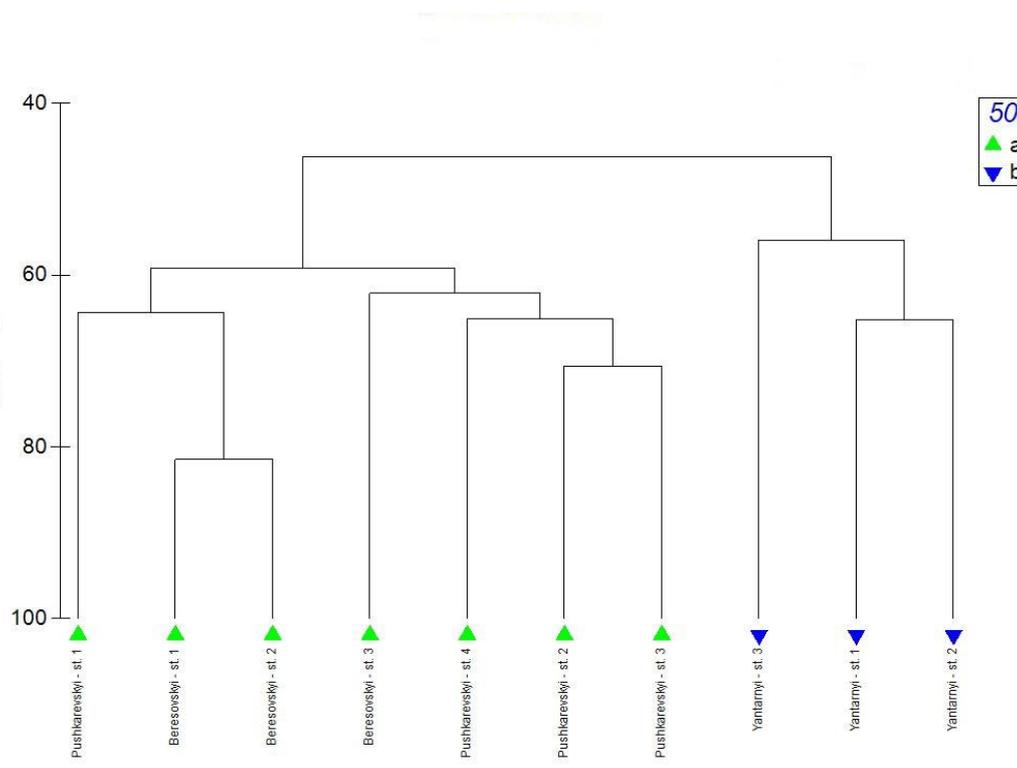


Fig.5. Dendrogram of the similarity of zooplankton at in the Yantarniy water-flooded quarry with other quarries in the Kaliningrad region (in each of the reservoirs, stations 1 and 2 are located in the open part; station 3 is located on the littoral, in thickets of macrophytes).

In addition, the stations located in the open part of the reservoir are combined into subclusters, and the stations located in the thickets of macrophytes are represented by separate subclusters. This feature can be traced for all the above-mentioned flooded quarries.

In the structure of zooplankton abundance and biomass in the Yantarniy quarry, copepods and cladocerans constituted a significant share, while rotifers formed a small proportion, characteristic of clean oligotrophic water bodies (Andronikova, 1996). In the recent period, a decrease in the Shannon diversity index has been observed alongside an increase in the proportion of crustaceans (Table 3).

No elevated mortality rates were noted for any individual species or taxonomic groups. The proportion of dead individuals relative to zooplankton abundance and biomass was low in both the open water and macrophyte stands, ranging from 0.8% to 2.2%. This is at the minimal level for water bodies in Kaliningrad region (Semenova et al., 2025) and for freshwater bodies in general (Tang et al., 2014), indicating favorable conditions for zooplankton organisms in the studied

water body.

The species composition of zooplankton in the Yantarniy water-flooded quarry is typical for the lake ecosystems of the Kaliningrad region. In general, eurytopic cosmopolitan species are characteristic of reservoirs of man-made origin (Afonina, 2022; Tashlykova et al., 2023), due to their widespread distribution and good adaptability to diverse environmental conditions. In general, both the species composition and the structure of zooplankton communities and the level of their quantitative development in the Yantarniy water-flooded quarry are similar to similar characteristics of lake-type reservoirs in the Kaliningrad region (Shibaeva et al., 2018), in contrast, for example, to the Berezovsky and Pushkarevsky quarries, where communities are poorer and apparently still under formation. During its existence, more mature (species-rich, more stable) zooplankton communities have already formed in the Yantarniy quarry, which characterized its zooplankton communities similar to the natural reservoirs of the Kaliningrad region.

Table 3. Zooplankton indices of the Yantarniy water-flooded quarry

Indicator	Open part of the reservoir			Macrophyte stands		
	2011	2023	2024	2011	2023	2024
Number of species	17	15	17	23	22	22
Shannon index	2.80 ± 0.77	1.16 ± 0.53	2.10 ± 0.54	3.89 ± 0.81	1.66 ± 0.76	2.11 ± 0.54
N Clad /N Cop	0.16	5.66	0.19	0.79	6.66	1.05
B Crust/B Rot	6.21	18.34	191.32	29.02	1.43	1000.02
Saprobic index	1.4	1.4	1.7	1.4	1.3	1.6

5. Conclusions

Thus, it has been established that the Yantarnyi water-flooded quarry has elevated mineralization, with bicarbonate waters, which is also characteristic of other quarry-origin water bodies. Based on most hydrochemical indicators, it is oligosaprobic. In contrast to many other quarry-origin water bodies, this water body lacks extreme hydrochemical conditions, making its ecosystem favorable for zooplankton development.

Paleartic, eurytopic zooplankton species predominate in the Yantarnyi water-flooded quarry. Most are cosmopolitans or widely distributed in Europe.

Biodiversity analysis showed that overall, by all indicators, species diversity was higher in macrophyte stands.

It was revealed that zooplankton biomass and abundance increased between 2011 and 2024, while the number of zooplankton species in the Yantarnyi water-flooded quarry did not undergo significant changes, characterizing the ecosystem of this water body as stable and established. The significant depths of this reservoir, due to its quarry origin, and its use exclusively for recreational purposes also contribute to the stable state of the aquatic ecosystem. Despite the similarity of the structure and composition of zooplankton with other flooded quarries in the Kaliningrad region, the Yantarnyi water-flooded quarry is characterized by features caused by local factors. In general, more mature zooplankton communities, similar to lake communities, have formed in this reservoir.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Afonina E.Yu., Tashlykova N.A., Zamana L.V. et al. 2022. Hydrochemistry and hydrobiology of technogenic reservoirs of mining territories of southeastern Transbaikalia. *Arid ecosystems* 12(4): 505-515. DOI: [10.1134/S2079096122040023](https://doi.org/10.1134/S2079096122040023)

Afonina E.Yu. 2022. Species diversity of zooplankton of technogenic reservoirs of South-Eastern Transbaikalia. *Amur Zoological Journal* XIV (2): 299–311. DOI: [10.33910/2686-9519-2022-14-2-299-311](https://doi.org/10.33910/2686-9519-2022-14-2-299-311)

Alekin O.A. 1970. *Fundamentals of Hydrochemistry*. Leningrad: Nauka. (in Russian)

Andronikova I.N. 1996. Structural and functional organization of zooplankton in lake ecosystems of different trophic types. St. Petersburg: Nauka. (in Russian)

Bazarova B.B., Borzenko S.V., Tashlykova N.A. et al. 2023. Biodiversity of hydrobionts of soda, chloride and sulfate lakes of Transbaikalia. *Arid Ecosystems* 13(4): 535-548. DOI: [10.1134/S2079096123310013](https://doi.org/10.1134/S2079096123310013)

Clarke K.R., Gorley R.N. 2006. *Primer v 6: User Manual*. Tutorial. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory.

De Meester L., Declerck S., Stoks R. et al. 2005. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 715-725.

Ermolaeva N.I., Dvurechenskaya S.Ya. 2013. Regionalny'e indeksy` dvukatornoj znachimosti zooplanktonny'x organizmov v vodoemax yuga Zapadnoj Sibiri. *Ekologiya [Ecology]* 6: 476-480. (in Russian)

Gavrillo D.E., Zolotareva T.V., Shurganova G.V. 2019. Species structure of zooplankton communities in thickets of higher aquatic plants of a small river (using the Seryozha River, Nizhny Novgorod Region, as an example). *Principles of Ecology* 3: 24–39.

Goździejewska A.M., Koszałka J., Tandyrak R. et al. 2021. Functional Responses of Zooplankton Communities to Depth, Trophic Status, and Ion Content in Mine Pit Lakes. *Hydrobiology* 848: 2699-2719. DOI: [10.1007/s10750-021-04590-1](https://doi.org/10.1007/s10750-021-04590-1)

Identification Guide to Zooplankton and Zoobenthos of Fresh Waters of European Russia. Vol. 1. Zooplankton. 2010. Moscow: KMK Scientific Press. (in Russian)

Makrushin A.V. 1974. Bibliograficheskij ukazatel` po teme «Biologicheskij analiz kachestva vod» s prilozheniem spiska organizmov-indikatorov zagryazneniya. Leningrad: Zool. in-t of the USSR Academy of Sciences. (in Russian)

Methods of Hydrobiological Research of Inland Waters. 2024. In: Krylov A.V. (Ed.). IBIW RAS. Yaroslavl: Filigran. (in Russian)

Moiseenko V., Semenova A. 2025. Ecological assessment of some watered quarry piles in the Kaliningrad region by hydrochemical and hydrobiological indicators. *Proc. YSU C: Geol. Geogr. Sci.*, 59 (2 (266): 427-433. DOI: [10.46991/PYSUC.2025.59.2.427](https://doi.org/10.46991/PYSUC.2025.59.2.427)

Moiseenko V.V., Tsupikova N.A., Popov A.A. et al. 2024. Ecological State of the Blue Lakes System Water Bodies Based on Hydrochemical Research Results in 2023. In: Baltic Sea Forum: Materials of the XII International Baltic Sea Forum September 30 – October 4, 2024: in 6 vols. Vol. 3: Aquatic Biological Resources, Aquaculture and Ecology of Water Bodies, XII National Scientific Conference. Electron. data. Kaliningrad: Izd-vo BGARF FGBOU VO «KGTU», pp. 219-224. (in Russian)

Moiseenko V.V., Tsupikova N.A. 2019. Study of external load on Yantarny pond (Kaliningrad region) in 2018. *Bulletin of youth science* 5 (22): 36.

Moiseenko V.V., Tsupikova N.A. 2023. Floristic and Ecomorphological Features of the Coast of the Yantarnyi Water-flooded Quarry. *Izvestiya KGTU* 70: 34-45. DOI: [10.46845/1997-3071-2023-70-34-45](https://doi.org/10.46845/1997-3071-2023-70-34-45) (in Russian)

Pantle R., Buck H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gasund Wasserfach* 96 (18): 604–618. (in German)

Pociecha A., Bielańska-Grajner I., Szarek-Gwiazda E. et al. 2018. Rotifer Diversity in the Acidic Pyrite Mine Pit Lakes in the Sudety Mountains (Poland) *Mine Water Environment* 37: 518-527. DOI: [10.1007/s10230-017-0492-y](https://doi.org/10.1007/s10230-017-0492-y)

Rivier I.K., Lazareva V.I., Gusakov V.A. et al. 2001. Composition of flora and fauna of the Upper Volga. Ecological problems of the Upper Volga. Yaroslavl, pp. 409-412.

Semenova A.S., Zhdanova S.M., Malin M.I. et al. 2025. Zooplankton mortality rates in different types of lake ecosystems of the Kaliningrad and Yaroslavl regions. *Lakes of Eurasia: problems and solutions*. In: Proceedings of the III international conference (Kazan, May 20–23, 2025). Kazan: Publishing House of the Academy of Sciences of the Republic of Tatarstan, pp. 864–869.

Sevostyanova E.A., Semenova A.S., Dmitrieva O.A. et al. 2025. Planktonic communities of Kaliningrad reservoirs. In: Actual problems of planktonology: V All-Russian Conference with international participation. Abstracts of reports. With taxonomic training for young scientists, Svetlogorsk, September 08-12, 2025. Kaliningrad: Kaliningrad State Technical University, pp. 109-110. (in Russian)

Shannon C.E., Weaver W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Illinois: Urbana.

Shibaeva M.N., Masyutkina E.A., Shibaev S.V. 2018. Hydrobiological characteristics of water bodies in the

Kaliningrad Region. The Handbook of Environmental Chemistry 65: 285-316. DOI: [10.1007/698_2017_99](https://doi.org/10.1007/698_2017_99)

Sienkiewicz E., Gąsiorowski M. 2017. The diatom-inferred pH reconstructions for a naturally neutralized pit lake in south-west Poland using the Mining and the Combined pH training sets. *The Science of the Total Environment* 605: 75-87. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.06.171](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.171)

Sienkiewicz E., Gąsiorowski M. 2019. Natural evolution of artificial lakes formed in lignite excavations based on diatom, geochemical and isotopic data. *Journal of Paleolimnology* 62 (1): 1-13. DOI: [10.1007/s10933-019-00069-1](https://doi.org/10.1007/s10933-019-00069-1)

Sládeček V. 1973. System of Water Quality from the Biological Point of View. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 7. Ergebnisse der Limnologie. Heft 7:1-218.

State Water Quality Control. 2003. Handbook of the Technical Committee for Standardization. Moscow: IPK Standards Publishing House. (in Russian)

Szatyłowicz E., Matulewicz D., Skoczko I. 2015. Assessment of susceptibility to degradation by schindler factor of selected reservoirs in Podlaskie. *Journal of Ecological Engineering* 16(4): 81-88. DOI: [10.12911/22998993/59353](https://doi.org/10.12911/22998993/59353)

Tang K.W., Gladyshev M.I., Dubovskaya O.P. et al. 2014. Zooplankton carcasses and non-predatory mortality in freshwater and inland sea environments. *Journal of Plankton*

Research 36(3):597-612.

Tashlykova N.A., Afonina E.Yu., Zamana L.V. 2023. Man-made reservoirs (Zabaikalsky Krai): ecological features. *Advances in modern natural science* 8: 66-75. DOI: [10.24412/1993-3916-2022-4-189-200](https://doi.org/10.24412/1993-3916-2022-4-189-200)

Tavernini S., Viaroli P., Rossetti G. 2009. Zooplankton Community Structure and Inter-Annual Dynamics in Two Sand-Pit Lakes with Different Dredging Impacts. *International Review of Hydrobiology* 94(3): 290-307. DOI: [10.1002/iroh.200811124](https://doi.org/10.1002/iroh.200811124)

Tsimdin P.A. 1979. Rotifers as bioindicators of saprobicity. *Gidrobiologicheskii zhurnal [Hydrobiological Journal]* 15 (4): 63-67. (in Russian)

Tsupikova N.A., Bugranova O.S., Moiseenko V.V. 2017. Feasibility of Organizing a Fish Farm Based on the Yantarnyi Pond (Kaliningrad Oblast). *Nauchno-prakticheskie voprosy regulirovaniya rybolovstva: Materialy IV Mezhdunarodnoi nauchno-tekhnikeskoi konferentsii, Vladivostok, 18-19 maya 2017 goda. Federal'noe agentstvo po rybolovstvu. Dal'nevostochnyi gosudarstvennyi tekhnicheskii rybokhozyaistvennyi universitet. Vladivostok: Dal'nevostochnyi gosudarstvennyi tekhnicheskii rybokhozyaistvennyi universitet. pp. 280-285. (in Russian)*

Биоразнообразии и структура сообществ зоопланктона обводненного карьера Янтарный (Калининградская область, Россия)

Оригинальная статья
LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Моисеенко В.В.^{1*}, Семенова А.С.^{1,2}

¹ Атлантический филиал ГНЦ РФ ФГБНУ «ВНИРО», ул. Дм. Донского, д. 5, г. Калининград, 236022, Россия

² Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, Ярославская обл., Некоузский район, пос. Борок, 152742, Россия

АННОТАЦИЯ. С целью изучения биоразнообразия и количественного развития зоопланктона в 2011 и 2023-2024 гг. были проведены исследования обводненного карьера Янтарный Калининградской области. Данный водный объект благодаря своему карьерному происхождению имеет достаточно большую площадь водной поверхности и значительную глубину. В результате исследования был проведен гидрохимический анализ вод, определен таксономический состав сообществ зоопланктона, их количественные показатели, рассчитан индекс видового разнообразия Шеннона для участков водной поверхности с макрофитами и для открытой водной поверхности. Установлено, что по количеству обнаруженных видов, численности и биомассе в карьере преобладают ветвистоусые ракообразные (Cladocera). Несмотря на малую площадь проективного покрытия водной растительностью, видовое разнообразие выше в зарослях макрофитов и достигается за счет большего числа видов коловраток (Rotifera), а также зарослевых видов, характерных для данных биотопов. В карьере Янтарный были отмечены низкие показатели смертности зоопланктона, что свидетельствует о создавшихся в нем благоприятных условиях для существования планктонных сообществ, что подтверждается и результатами анализа гидрохимического состава вод, согласно которым данный водоем является олигосапробным.

Ключевые слова: карьер Янтарный, зоопланктон, Cladocera, индекс Шеннона, показатели смертности

Для цитирования: Моисеенко В.В., Семенова А.С. Биоразнообразие и структура сообществ зоопланктона обводненного карьера Янтарный (Калининградская область, Россия) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - С. 1196-1211. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1196

1. Введение

В настоящее время на территории Калининградской области в разработке находится около 50 карьеров по добыче полезных ископаемых. После выработки карьеров, чаще всего они заполняются грунтовыми водами и становятся водными объектами – обводненными карьерами. Всего на территории Калининградской области насчитывается 14 групп водоемов и отдельных водоемов, образованных вышеуказанным способом (Моисеенко и Цупикова, 2023), из них Янтарный является самым большим по площади водоемом карьерного происхождения в Калининградской области (Рис. 1).

Этот водоем образовался путем обводнения котловины бывшего месторождения янтаря в 1972 году. Площадь его водной поверхности составляет 118 га (1.18 км²), а максимальная глубина – 28 м

(Моисеенко и Цупикова, 2019), такие достаточно большие величины данных показателей обусловлены не только искусственным происхождением, но и спецификой разработки месторождений янтаря для которых требуются глубины и площади, превышающие карьеры по добыче песка и гравия. Экосистемы водоемов, образовавшихся на месте бывших карьеров, являются мало изученными, либо не изученными вовсе по причине недавнего времени своего образования и отсутствия в водном реестре. Вследствие чего, исследование биологического разнообразия сообществ зоопланктона данного водоема и их количественных показателей представляет особенный интерес.

Целью данной работы было исследование особенностей биоразнообразия и структуры сообществ зоопланктона обводненного карьера Янтарный.

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: moiseenko@atlant.vniro.ru (В.В. Моисеенко)

Поступила: 08 августа 2025; Принята: 19 октября 2025;
Опубликована online: 31 октября 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



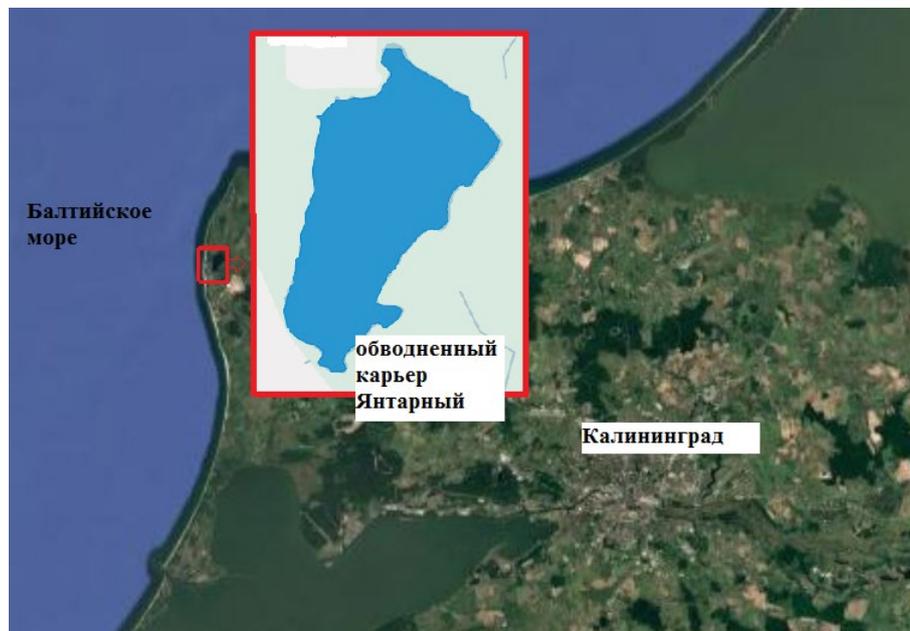


Рис.1. Расположение обводненного карьера Янтарный.

2. Материалы и методы

Отбор проб проводился в вегетационные периоды (с апреля по сентябрь) 2011, 2023 и 2024 гг. согласно методике (Методы..., 2024). Станции отбора были приурочены к открытым участкам водной поверхности (с глубинами 0-3 м) и береговым зонам карьера с зарослями макрофитов (с глубинами 0-2 м). Для идентификации зоопланктонных организмов использовали определитель (Определитель зоопланктона и зообентоса..., 2010). С целью установления показателей смертности зоопланктона (доли мертвых особей от численности/биомассы зоопланктона) было выполнено его окрашивание анилиновым голубым красителем (Методы..., 2024). Для оценки уровня биологического разнообразия зоопланктонных сообществ были рассчитан индекс Шеннона по численности (Shannon and Weaver, 1963; Андроникова, 1996). Для определения степени органического загрязнения воды по показателям зоопланктона рассчитывали индекс сапробности Пантле-Букка (Pantle and Buck, 1955) в модификации Сладечека (Sládeček, 1973), сапробные валентности видов находили по литературным данным (Макрушин, 1974; Цимдинь, 1979; Ермолаева и Двуреченская, 2013). Сходство планктонных сообществ в исследованных водоемах оценено методами кластерного анализа стандартизованных и трансформированных данных по численности таксонов по коэффициенту Брея-Кертиса (Clarke and Gorley, 2006).

Одновременно с отбором проб зоопланктона в тех же точках и на тех же глубинах проводился отбор проб для гидрохимического анализа, который включал определение содержания растворенного кислорода и БПК₅, в 2023-2024 году дополнительно проведено исследование минерального состава вод (жесткости, щелочности, pH, гидрокарбонатов, сульфатов, хлоридов, суммы натрия и калия), величины перманганатной окисляемости и содержания биогенных элементов (азота аммонийного, нитри-

тов и нитратов, фосфора фосфатов), в соответствии с общепринятыми методиками (Алекин, 1970; Государственный контроль..., 2003).

3. Результаты

Кислородные условия в обводненном карьере Янтарный благоприятные, насыщение вод находится в пределах 95-100%. За период с 2011 по 2023-2024 год отмечается небольшое снижение содержания растворенного кислорода и повышение показателя БПК₅ (Рис. 2).

Содержание биогенных элементов по данным, полученным из предыдущих исследований, не велико и не превышает предельно допустимых концентраций (Моисеенко и Цупикова, 2019). Исследованная вода, в соответствии с классификацией Алекина (Алекин, 1970) обладает повышенной минерализацией, гидрокарбонатная. По классификации общей жесткости воды относится к категории – мягкие (Таблица 1).

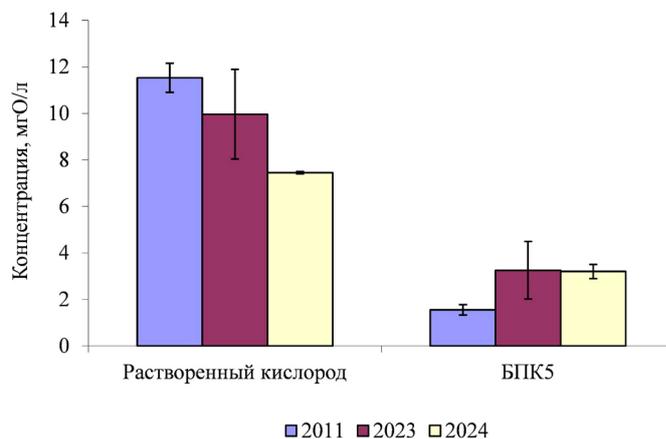


Рис.2. Содержание растворенного кислорода и величина БПК₅ в обводненном карьере Янтарный.

В отличие от городских водоемов, в том числе карьерного происхождения (Севостьянова и др., 2025), для карьера Янтарный не наблюдается значительных изменений видового разнообразия зоопланктона за период с 2011 по 2020-е годы.

За весь период исследований было идентифицировано 33 вида зоопланктона, в 2023-2024 гг. – 26 видов, в 2011 году – 24 вида, наибольшим числом видов во все годы отбора представлены ветвистоусые ракообразные. Большинство видов являются палеарктическими, эвритопными и мирными, исключение составляют лишь хищники *Leptodora kindtii* (Focke, 1844) и некоторые представители Cyclopoida (Таблица 2).

По численности доминируют: *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879), *Daphnia galeata* (Sars, 1864) и молодь веслоногих ракообразных Cyclopoida. Наибольшая численность и биомасса зоопланктона были отмечены в 2024 г. при доминировании молодежи веслоногих ракообразных. В 2023 г. при схожей численности наблюдались меньшие значения биомассы, обусловленные преобладанием мелкоразмерных видов коловраток, в особенности массовой была *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879), численность которой составляла от 14 до 23 тыс. экз./м³ и предпочитающая холодноводные глубокие водоемы, каковым и является обводненный карьер Янтарный. В 2011 г. как по численности, так и по биомассе доминировали веслоногие ракообразные (Рис. 3).

В сезонной динамике зоопланктона прослеживается значительное увеличение доли веслоногих как по численности, так и по биомассе в летний период, и массовое развитие ветвистоусых ракообразных в осенний период (Рис. 4).

Мертвые особи были обнаружены в популяциях 12 видов зоопланктона, в основном это были наиболее массовые и доминирующие виды коловраток и ракообразных. Для отдельных видов зоопланктона показатели смертности были невелики - доля мертвых особей изменялась от 0.5 до 3.6% от численности и от 0.4 до 3.4% от биомассы, максималь-

Таблица 1. Гидрохимические показатели вод обводненного карьера Янтарный

Наименование показателя	Концентрация
Щелочность, мг*эquiv/л	5.190
Жесткость, мг*эquiv/л	2.5
pH	7.5
Гидрокарбонаты, мг/л	317.0
Сульфаты, мг/л	143.0
Хлориды, мг/л	34.4
Сумма натрия и калия, мг/л	153.0
Минерализация, мг/л	649.0
Азот аммонийный, мг/л	0.02 ± 0.01
Азот нитритов, мг/л	0.004 ± 0.002
Азот нитратов, мг/л	< 0.001
Фосфор фосфатов, мг/л	0.02 ± 0.10

ные показатели смертности были отмечены для *Bosmina longirostris*. В открытой части водоема минимальные показатели смертности были отмечены для веслоногих ракообразных (0.65% и 0.74%), максимальные – для коловраток (1.00% и 1.08%), тогда как в зарослях макрофитов, минимальные показатели смертности были характерны для коловраток (0.91% и 0.63%), максимальные – для ветвистоусых ракообразных (2.66% и 1.83%). В целом в открытой части водоема доля мертвых особей составляла 0.81% и 0.80%, в зарослях макрофитов – 2.19% и 1.52% от численности и биомассы зоопланктона.

4. Обсуждение

Исследования химического состава вод водоемов техногенного происхождения показывают, что часто их воды преимущественно сульфатные и гидрокарбонатные (Афонина и др., 2022; Базарова и др., 2023). Результаты исследования обводненного карьера Янтарный согласуются с вышеуказанными

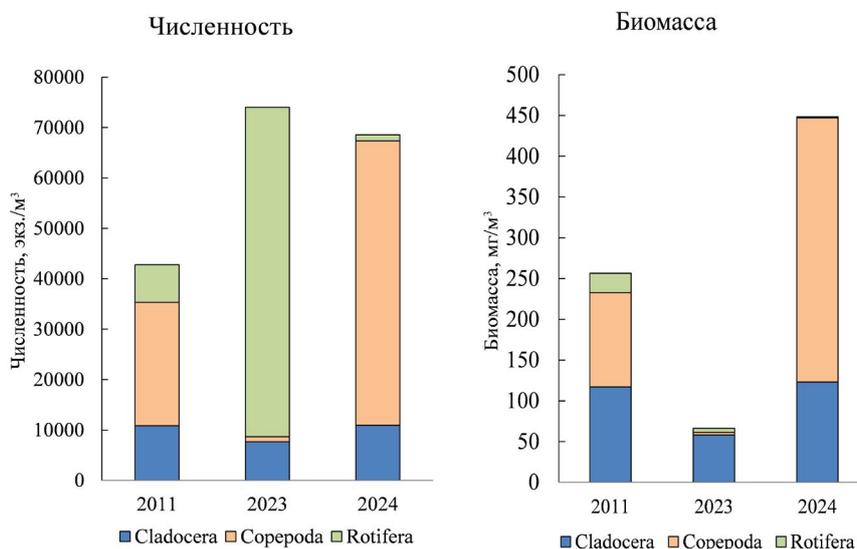


Рис.3. Структура численности и биомассы зоопланктона обводненного карьера Янтарный по годам исследования.

параметрами. Несмотря на близкое расположение к Балтийскому морю, воды не являются хлоридными, что служит признаком слабого влияния моря на экосистему данного водного объекта. Виды зоопланктона, характерные для морских и солоноватых вод, обнаружены не были. До некоторой степени исключением можно считать обнаружение молоди рода *Eurytemora*, которая может относиться

к виду *Eurytemora affinis* широко распространенному в солоноватых и морских водах, в том числе в Балтийском море и Калининградском (Вислинском) заливе. Но среди представителей этого рода встречаются и пресноводные виды (например, *Eurytemora lacustris* и др.) поэтому до того момента пока не будут встречены и определены взрослые особи этого рода вопрос остается открытым.

Таблица 2. Видовой состав зоопланктона исследуемых карьеров

Группа	Вид	Зоогеография	Сапробность	Биотоп	2011 год	2023 год	2024 год
Cladocera	<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1843)	C	1.4	L, Ph	-	-	+
	<i>Alona affinis</i> (Leydig, 1860)	C	1.1	Ph	+	-	+
	<i>Alona rectangularis</i> (Sars, 1862)	C	1.3	Eut	-	+	+
	<i>Alona quadrangularis</i> (Müller, 1776)	C	1.3	Ph, L	+	-	-
	<i>Bosmina longirostris</i> (Müller, 1785)	C	1.55	Eut	+	+	+
	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (Müller, 1785)	C	1.15	Eut	+	-	-
	<i>Chydorus sphaericus</i> (Müller, 1785)	C	1.75	Eut	+	+	+
	<i>Daphnia cucullata</i> (Sars, 1862)		1.75		+	+	+
	<i>Daphnia galeata</i> (Sars, 1864)	P	2	Pl	+	+	+
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)	P	1.4	Bt, Ph	+	+	+
	<i>Disparalona rostrata</i> (Koch, 1841)	H	1.3	*	+	-	-
	<i>Eubosmina coregoni</i> (Baird, 1857)	P	0.95	*	+	-	+
	<i>Leptodora kindtii</i> (Focke, 1844)	H	1.65	Pl	+	+	-
	<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine, 1820)		1.2	*	+	-	+
	<i>Pleuroxus uncinatus</i> (Baird, 1850)	P		*	-	-	+
	<i>Polyphemus pediculus</i> (Linnaeus, 1761)	H	1.3	L	+	-	+
	<i>Scapholeberis mucronata</i> (Müller, 1776)	P	2	Bt, Ph	+	+	+
<i>Sida crystallina</i> (Müller, 1785)	P	1.3	Ph	+	-	-	
Всего Cladocera					15	8	13
Copepoda	<i>Cyclops kolensis</i> (Lilljeborg, 1901)	P		Eut	-	-	+
	<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars, 1863)	P	1.4	*	+	+	+
	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars, 1863)	P	1.25	*	-	+	-
	<i>Eurytemora</i> sp.			*	+	-	-
	<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus, 1857)	P	1.2	Eut	+	+	+
	<i>Thermocyclops oithonoides</i> (Sars, 1863)	P	1.3	*	+	+	-
Всего Copepoda					4	4	3
Rotifera	<i>Asplanchna priodonta</i> (Gosse, 1850)	C	1.55	Eut	+	+	-
	<i>Brachionus calyciflorus calyciflorus</i> (Pallas, 1776)		2.5	*	-	+	-
	<i>Eosphora najas</i> (Ehrenberg, 1830)	P		Ph, L	-	-	+
	<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott, 1879)	H	1.25	Pl	-	+	+
	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	C	1.15	Eut	+	+	-
	<i>Keratella quadrata</i> (Müller, 1785)	C	1.55	Eut	+	+	+
	<i>Polyarthra major</i> (Burckhardt, 1900)	H	1.2	Eut	+	+	-
	<i>Synchaeta pectinata</i> (Ehrenberg, 1832)	C	1.65	Eut	+	-	-
<i>Trichocerca</i> sp.		1.6	*	-	-	+	
Всего Rotifera					5	6	4
Всего					24	18	20

Примечание: P – palearctic, H – holarctic, C – cosmopolitan (Определитель зоопланктона и зообентоса..., 2010); Pl – пелагический; Ph – фитофильный; Bt – бентический; L – литоральный; Eut. – эвритопный (Ривьер и др., 2001), * – статус по литературным данным не установлен.

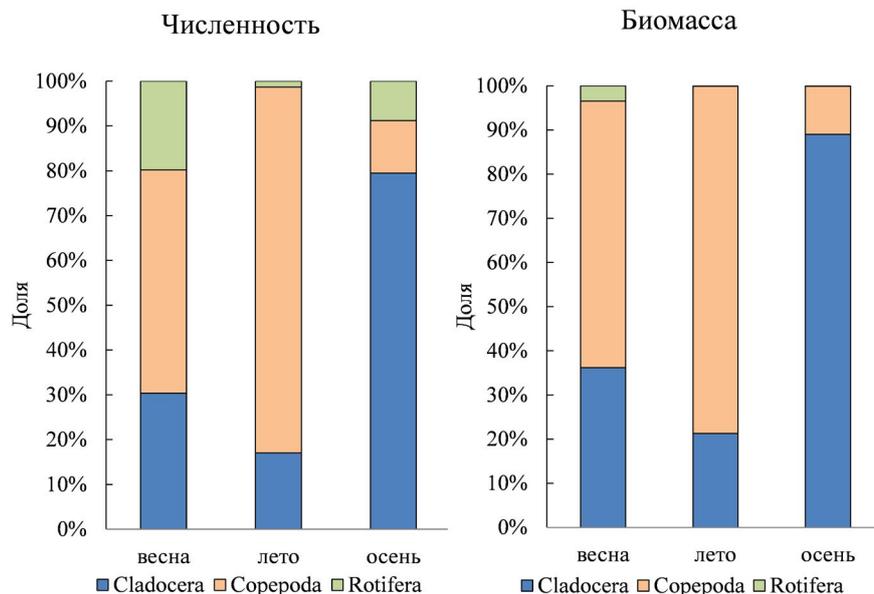


Рис.4. Структура численности и биомассы зоопланктона обводненного карьера Янтарный по сезонам.

Также для водоемов техногенного происхождения часто характерны широкие диапазоны водородного показателя pH с щелочными либо кислыми водами, высокая концентрация сульфатов, гидрокарбонатов, металлов, биогенных элементов, которые потенциально могут влиять на разнообразие и количественное развитие зоопланктонных организмов (Sienkiewicz and Gąsiorowski, 2017; 2019; Pocięcha et al., 2018; Афонина и др., 2022). Однако для водоемов, образованных на месте бывших карьеров по добыче глины, песка и гравия, pH вод может быть нейтральным или почти нейтральным (Sienkiewicz and Gąsiorowski, 2017).

Для обводненного карьера Янтарный не характерны данные признаки т.к. после выработки карьера по добыче янтаря не образуется остатков, которые при взаимодействии с водой и воздухом образуют токсичные соединения, вследствие чего экстремально высокие или низкие значения вышеуказанных показателей отсутствуют, pH вод – нейтральный.

При формировании состава биоты обводненного карьера на потенциал видового богатства влияют как биотические и абиотические условия самой среды, которые могут способствовать или препятствовать колонизации новыми видами (через конкуренцию, хищничество и т.д.), так и условия среды данной местности (De Meester et al., 2005).

Состав и структура планктонных биоценозов таких водоемов, как правило, определяются совокупностью комплекса биотических параметров, с преобладанием видов-космополитов (Ташлыкова и др., 2023). В целом для зоопланктона обводненных карьеров характерно низкое видовое богатство, широкое варьирование количественных показателей гидробионтов и доминирование в зооценозе ювенильных стадий Cyclopoida (Goździejewska et al., 2021; Афонина, 2022). Вышеуказанные характеристики согласуются с полученными результатами исследования зоопланктона обводненного карьера Янтарный.

Согласно ГОСТ 17.1.2.04-77 «Охрана природы. Гидросфера. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов» обводненный карьер Янтарный по большинству гидрохимических показателей является олигосапробным (по содержанию нитритов, аммония, фосфатов). По содержанию растворенного кислорода и перманганатной окисляемости – ксеносапробным, по БПК₅ – альфамезосапробным.

Карьерное происхождение, обуславливающее значительные глубины в совокупности с большим объемом водных масс обеспечивает достаточный потенциал для самоочищения данного водоема (Szatyłowicz et al., 2015). Среднегодовая численность фитопланктона незначительная (не превышает 7 млн. кл./л), а доминирование зеленых (протококковых) водорослей, входящих в основу фитоценоза данного водного объекта, как по численности, так и по биомассе, свидетельствует о потенциально высокой продуктивности водоема (Цупикова и др., 2017).

Биомасса и численность зоопланктона в данном водоеме ниже, чем в обводненных карьерах близких по периоду образования, таких как Пушкаревский и Березовский карьер (Моисеенко и др., 2024; Moiseenko and Semenova, 2025). Также ниже и содержание биогенных элементов, чем в водоемах аналогичного периода образования и площади водной поверхности, такого как пруд Форелевый (Моисеенко и др., 2024), что обусловлено большим антропогенным воздействием на пруд Форелевый по причине расположения вблизи и непосредственно на этом водоеме промышленных предприятий и форелевого хозяйства.

В целом, видовое богатство зоопланктона связано с возрастом водоемов, новообразованные водные среды обитания подвержены интенсивным процессам инвазии, климаксные сообщества еще не сформировались. В дополнение к локальным ограничениям, обусловленными конкретными условиями в водоеме, ненасыщенные видами сообщества

зоопланктона новообразованных водных объектов находятся под сильным влиянием регионального видового богатства и их возможностей распространения (Tavernini et al., 2009). Достаточно стабильное число видов карьера Янтарный на протяжении длительного периода и сходные виды-доминанты позволяет предположить, что сформировавшиеся в нем сообщества зоопланктона близки к климаксным.

Высшая водная растительность также оказывает существенное влияние на видовую структуру и обилие зоопланктона, вследствие чего зоопланктоценозы зарослей макрофитов характеризуются высоким видовым богатством и количественным развитием (Гаврилко и др., 2019).

Проективное покрытие макрофитами обводненного карьера Янтарный не превышает 5% и представлено тростником обыкновенным (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), ежеголовником скученным (*Sparganium glomeratum* Laest. ex Beurl.) Neuman и айром обыкновенным (*Acorus calamus* L.) (Моисеенко и Цупикова, 2023). При этом как биомасса, так и численность зоопланктона на станциях, приуроченных к зарослям макрофитов, была ниже, за исключением коловраток, численность которых значительно увеличивалась. Несмотря на невысокую численность, в целом увеличение видового разнообразия в данном биотопе помимо коловраток достигалось за счет видов, предпочитающих обитать в зарослях водной растительности, таких как *Chydorus sphaericus* (O. F. Müller, 1785), *Sida crystallina* (O. F. Müller, 1776), *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin, 1848), *Eudiaptomus gracilis* (G. O. Sars, 1863), *Scapholeberis mucronata* (O. F. Müller, 1776), *Polyphemus pediculus* (Linnaeus, 1758).

Для сравнения состава зоопланктона были выбраны карьеры Пушкаревский и Березовский,

которые имеют сходство с карьером Янтарный по периоду образования, а также по виду использования (исключительно в рекреационных целях) (Moiseenko and Semenova, 2025), в то время как, например, обводненный карьер «пруд Форелевый» используется для разведения форели.

Хотя во всех вышеуказанных водоемах преобладают Cyclopoida, кластерный анализ показал очень высокую специфичность планктонных сообществ обводненного карьера Янтарный, который выделяется в отдельный кластер от других карьеров Калининградской области (Березовского и Пушкаревского) (Рис. 5).

Вышеуказанные результаты позволяют предположить, что в целом в формировании сообществ зоопланктона вышеуказанных водоемов прослеживаются общие закономерности, карьер Янтарный обладает отличительными особенностями вследствие влияния локальных факторов, а также близкому расположению к Балтийскому морю, что подтверждает значимость локальных факторов в формировании биоразнообразия искусственных водоемов (De Meester et al., 2005). Таким образом, несмотря на то, что Балтийское море не оказывает влияние на гидрохимический состав карьера Янтарный из-за отсутствия залива вод, на формирование биоразнообразия гидробионтов это влияние возможно, например, через сток с водосборной поверхности или с переносом некоторых видов через водоплавающих птиц.

Помимо этого, в подкластеры объединяются станции, расположенные на открытой части водоема, а станции, располагавшиеся в зарослях макрофитов представлены отдельными подкластерами. Данная особенность прослеживается для всех вышеуказанных обводненных карьеров.

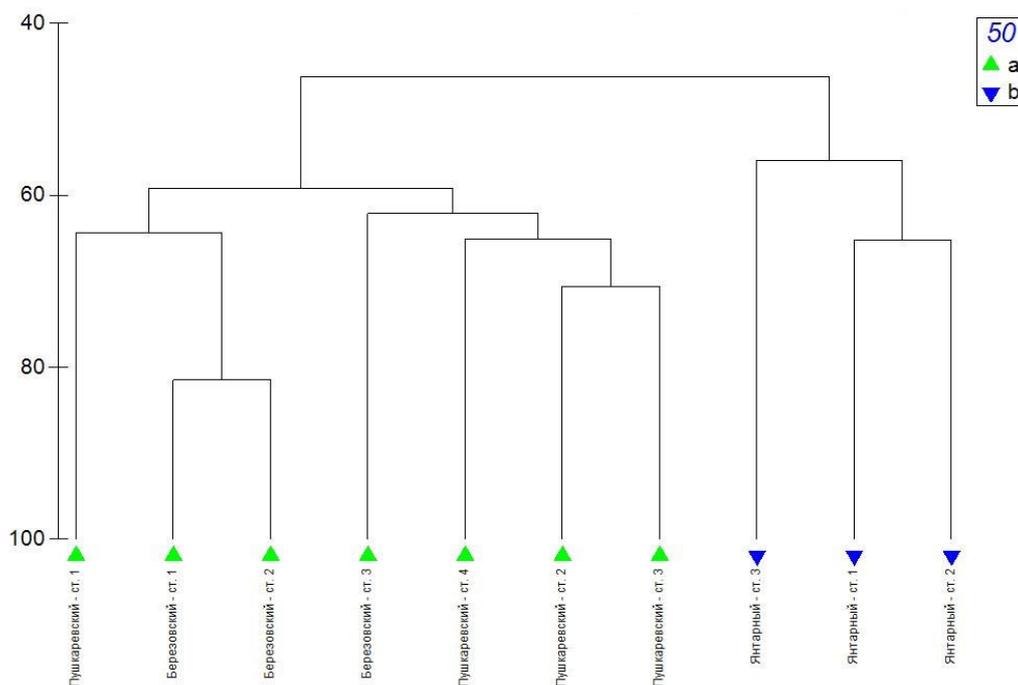


Рис.5. Дендрограмма сходства зоопланктона карьера Янтарный с другими карьерами Калининградской области (в каждом из водоемов станции 1 и 2 – расположены в открытой части; станция 3 – в литорали, в зарослях макрофитов).

В структуре численности и биомассы зоопланктона обводненного карьера Янтарный значительную долю составляли веслоногие и ветвистосые ракообразные, малую долю формировали коловратки, что характерно для чистых олиготрофных водоемов (Андроникова, 1996). В современный период отмечено снижение индекса видового разнообразия Шеннона, при возрастании доли ракообразных (Таблица 3).

Ни для отдельных видов, ни для таксономических групп не было отмечено повышенных показателей смертности. Доля мертвых особей от численности и биомассы зоопланктона как в открытой части водоема, так и в зарослях макрофитов была на низком уровне и изменялась от 0.8 до 2.2%, что находится на минимальном уровне как для водоемов Калининградской области (Семенова и др., 2025), так и для пресноводных водоемов в целом (Tang et al., 2014), что говорит о благоприятных условиях существования зоопланктонных организмов в исследуемом водоеме. Видовой состав зоопланктона обводненного карьера Янтарный является типичным для озерных экосистем Калининградской области. Для водоемов техногенного происхождения характерны эвритопные виды-космополиты (Афониная, 2022; Ташлыкова и др., 2023), по причине их широкого распространения и хорошей адаптивности к разнообразным условиям среды. В целом как видовой состав, так и структура сообществ зоопланктона и уровень их количественного развития в карьере Янтарный сходна с аналогичными характеристиками водоемов озерного типа Калининградской области (Shibaeva et al., 2018) в отличие, например, от карьеров Березовского и Пушкиревского, где сообщества более скудные и по-видимому еще находятся в стадии формирования. В карьере Янтарном за время его существования уже сформировались более зрелые (богатые видами, более устойчивые) сообщества зоопланктона, что приближает его к естественным водоемам Калининградской области.

5. Выводы

Таким образом, установлено, что обводненный карьер Янтарный обладает повышенной минерализацией, воды гидрокарбонатные, что присуще и другим водоемам карьерного происхождения. По большинству гидрохимических показателей является олигосапробным. В противоположность многим другим водным объектам карьерного про-

исхождения, данному водоему не характерны экстремальные гидрохимические условия, что делает его экосистему благоприятной для развития зоопланктона.

В карьере Янтарный преобладают палеарктические, эвритопные виды зоопланктона. Большинство из них является космополитами либо широко распространенными в Европе видами.

Анализ биоразнообразия показал, что по всем показателям видовое разнообразие было выше в зарослях макрофитов.

Выявлено, что биомасса и численность зоопланктона за период с 2011 по 2024 гг. увеличились, при том, что число видов зоопланктона обводненного карьера Янтарный не претерпело значительных изменений, что характеризует экосистему данного водоема как устойчивую и сформированную. Значительные глубины данного водоема, обусловленные карьерным происхождением, и использование исключительно в рекреационных целях также способствуют стабильному состоянию водной экосистемы. Несмотря на схожесть структуры и состава зоопланктона с другими обводненными карьерами Калининградской области, для карьера Янтарный характерны особенности, обусловленные локальными факторами. В целом, в данном водоеме сформировались более зрелые сообщества зоопланктона сходные с сообществами озер.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Алекин О.А. 1970. Основы гидрохимии. Ленинград.
 Андроникова И.Н. 1996. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. СПб: Наука.
 Афониная Е.Ю., Ташлыкова Н.А., Замана Л.В. и др. 2022. Гидрохимия и гидробиология техногенных водоемов горнопромышленных территорий юго-восточного Забайкалья. Аридные экосистемы 28 (4): 189-200. DOI: [10.24412/1993-3916-2022-4-189-200](https://doi.org/10.24412/1993-3916-2022-4-189-200)
 Афониная Е.Ю. 2022. Видовое разнообразие зоопланктона техногенных водоемов Юго-Восточного Забайкалья. Амурский зоологический журнал XIV (2): 299–311. DOI: [10.33910/2686-9519-2022-14-2-299-311](https://doi.org/10.33910/2686-9519-2022-14-2-299-311)
 Базарова Б.Б., Борзенко С.В., Ташлыкова Н.А. и др. 2023. Биоразнообразие гидробионтов содовых, хлоридных и сульфатных озер Забайкалья. Аридные экосистемы 29 (4): 187-201. DOI: [10.24412/1993-3916-2023-4-187-201](https://doi.org/10.24412/1993-3916-2023-4-187-201)

Таблица 3. Показатели зоопланктона карьера Янтарный

Показатель	Открытая часть водоема			Заросли макрофитов		
	2011 г.	2023 г.	2024 г.	2011 г.	2023 г.	2024 г.
Количество видов	17	15	17	23	22	22
Индекс Шеннона	2.80 ± 0.77	1.16 ± 0.53	2.10 ± 0.54	3.89 ± 0.81	1.66 ± 0.76	2.11 ± 0.54
NClad/NCop	0.16	5.66	0.19	0.79	6.66	1.05
BCrust/BRot	6.21	18.34	191.32	29.02	1.43	1000.02
Индекс сапробности	1.4	1.4	1.7	1.4	1.3	1.6

- Гаврилко Д.Е., Золотарева Т.В., Шурганова Г.В. 2019. Видовая структура сообществ зоопланктона зарослей высших водных растений малой реки (на примере р. Сережа Нижегородской области). *Принципы экологии* 3: 24–39.
- Государственный контроль качества воды. 2003. Справочник технического комитета по стандартизации. М.: ИПК издательство стандартов.
- Ермолаева Н.И., Двуреченская С.Я. 2013. Региональные индексы индикаторной значимости зоопланктонных организмов в водоемах юга Западной Сибири. *Экология* 6: 476-480.
- Макрушин А.В. 1974. Библиографический указатель по теме «Биологический анализ качества вод» с приложением списка организмов-индикаторов загрязнения. Л.: Зоол. ин-т АН СССР.
- Методы гидробиологических исследований внутренних вод. 2024. В: Крылов А.В. (ред.). ИБВВ РАН. Ярославль: Филлигрань.
- Моисеенко В.В., Цупкиова Н.А., Попов А.А. и др. 2024. Экологическое состояние водоемов системы Голубых озер по результатам гидрохимических исследований в 2023 г. В: Балтийский морской форум: материалы XII Международного Балтийского морского форума 30 сентября – 4 октября 2024 года: в 6 т. Т. 3: Водные биоресурсы, аквакультура и экология водоемов, XII Национальная научная конференция Электрон. дан. Калининград: Изд-во БГАРФ ФГБОУ ВО «КГТУ». С. 219-224.
- Моисеенко В.В., Цупкиова Н.А. 2019. Изучение внешней нагрузки на пруд Янтарный (Калининградская область) в 2018 году. *Вестник молодежной науки* 5 (22): 36.
- Моисеенко В.В., Цупкиова Н.А. 2023. Флористические и экобиоморфологические особенности побережья обводненного карьера Янтарный. *Известия КГТУ* 70: 34-45. DOI: [10.46845/1997-3071-2023-70-34-45](https://doi.org/10.46845/1997-3071-2023-70-34-45)
- Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Определитель зоопланктона Т. и зообентоса пресных вод Европейской России. 2010. Москва: Товарищество научных изданий КМК, Т. 1. Зоопланктон.
- Ривьер И.К., Лазарева В.И., Гусаков В.А. и др. 2001. Состав флоры и фауны Верхней Волги. В: Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль, С. 409-412.
- Севостьянова Е.А., Семенова А.С., Дмитриева О.А. и др. 2025. Планктонные сообщества водоемов г. Калининграда. В: Актуальные проблемы планктонологии: V Всероссийская конференция с международным участием. Тезисы докладов. С таксономическим тренингом для молодых ученых, Светлогорск, 08–12 сентября 2025 года. Калининград: Калининградский государственный технический университет, С. 109-110.
- Семенова А.С., Жданова С.М., Малин М.И. и др. 2025. Показатели смертности зоопланктона в разнотипных озерных экосистемах Калининградской и Ярославской областей. В: Озера Евразии: проблемы и пути их решения. Материалы III международной конференции (г. Казань, 20–23 мая 2025 г.). Казань: Издательство Академии наук РТ, С. 864-869.
- Ташлыкова Н.А., Афонина Е.Ю., Замана Л.В. 2023. Техногенные водоемы (Забайкальский край): экологические особенности. *Успехи современного естествознания* 8: 66-75. DOI: [10.24412/1993-3916-2022-4-189-200](https://doi.org/10.24412/1993-3916-2022-4-189-200)
- Цимдинь П.А. 1979. Коловратки как биоиндикаторы сапробности. *Гидробиологический журнал* 15(4): 63–67.
- Цупкиова Н.А., Бугранова О.С., Моисеенко В.В. 2017. Возможность организации рыболовного хозяйства на базе пруда Янтарный (Калининградская область). В: Научно-практические вопросы регулирования рыболовства: Материалы IV Международной научно-технической конференции, Владивосток, 18–19 мая 2017 года. Федеральное агентство по рыболовству. Дальневосточный государственный технический рыбохозяйственный университет. Владивосток: Дальневосточный государственный технический рыбохозяйственный университет, С. 280-285.
- Clarke K.R., Gorley R.N. 2006. *Primer v 6: User Manual*. Tutorial. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory.
- De Meester L., Declerck S., Stoks R. et al. 2005. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 715-725.
- Goździewska A.M., Koszałka J., Tandyrak R. et al. 2021. Functional Responses of Zooplankton Communities to Depth, Trophic Status, and Ion Content in Mine Pit Lakes. *Hydrobiologia* 848: 2699-2719. DOI: [10.1007/s10750-021-04590-1](https://doi.org/10.1007/s10750-021-04590-1)
- Moiseenko V., Semenova A. 2025. Ecological assessment of some watered quarry piles in the Kaliningrad region by hydrochemical and hydrobiological indicators. *Proc. YSU C: Geol. Geogr. Sci.*, 59 (2 (266)): 427-433. DOI: [10.46991/PYSUC.2025.59.2.427](https://doi.org/10.46991/PYSUC.2025.59.2.427)
- Pantle R., Buck H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gasund Wasserfach* 96 (18): 604–618. (in German)
- Pociecha A., Bielańska-Grajner I., Szarek-Gwiazda E. et al. 2018. Rotifer Diversity in the Acidic Pyrite Mine Pit Lakes in the Sudety Mountains (Poland) Mine Water Environment 37: 518-527. DOI: [10.1007/s10230-017-0492-y](https://doi.org/10.1007/s10230-017-0492-y)
- Shannon C.E., Weaver W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Illinois: Urbana.
- Shibaeva M.N., Masyutkina E.A., Shibaev S.V. 2018. Hydrobiological characteristics of water bodies in the Kaliningrad Region. *The Handbook of Environmental Chemistry* 65: 285-316. DOI: [10.1007/978-94-007-9999-9_17](https://doi.org/10.1007/978-94-007-9999-9_17)
- Sienkiewicz E., Gašiorowski M. 2017. The diatom-inferred pH reconstructions for a naturally neutralized pit lake in south-west Poland using the Mining and the Combined pH training sets. *The Science of the Total Environment* 605: 75-87. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.06.171](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.171)
- Sienkiewicz E., Gašiorowski M. 2019. Natural evolution of artificial lakes formed in lignite excavations based on diatom, geochemical and isotopic data. *Journal of Paleolimnology* 62 (1): 1-13. DOI: [10.1007/s10933-019-00069-1](https://doi.org/10.1007/s10933-019-00069-1)
- Sládeček V. 1973. System of Water Quality from the Biological Point of View. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 7. Ergebnisse der Limnologie. Heft 7:1–218.
- Szatyłowicz E., Matulewicz D., Skoczko I. 2015. Assessment of susceptibility to degradation by schindler factor of selected reservoirs in Podlaskie. *Journal of Ecological Engineering* 16(4): 81-88. DOI: [10.12911/22998993/59353](https://doi.org/10.12911/22998993/59353)
- Tang K.W., Gladyshev M.I., Dubovskaya O.P. et al. 2014. Zooplankton carcasses and non-predatory mortality in freshwater and inland sea environments. *Journal of Plankton Research* 36(3):597–612.
- Tavernini S., Viaroli P., Rossetti G. 2009. Zooplankton Community Structure and Inter-Annual Dynamics in Two Sand-Pit Lakes with Different Dredging Impacts. *International Review of Hydrobiology* 94(3): 290–307. DOI: [10.1002/iroh.200811124](https://doi.org/10.1002/iroh.200811124)

The effect of sample volume and number of reads on the sequencing result of a microeukaryotic community from an oligotrophic lake

Bashenkaeva M.V.*^{ORCID}

Limnological Institute Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya Str., 3, Irkutsk, 664033, Russia

ABSTRACT. Microeukaryotes are an important component in aquatic ecosystems and can be used as an indicator of environmental conditions. Changes in their abundance or diversity can indicate changes in the habitat. In the last decade to addition to light microscopy method, DNA metabarcoding is used a monitoring of microeukaryote community. In order to optimise the metabarcoding method, it is important to determine the necessary sample volume and sequencing depth. This study compared samples with different filtered water volumes (50, 10 and 1.2 L) and sequencing depths to determine their impact on the diversity and taxonomic composition of the unicellular microeukaryotic community in Lake Baikal. ANOSIM analysis revealed similarity among samples with different filtered volumes. This suggests that a small filtered sample volume (1.2 L) is sufficient to reveal a high diversity of taxa in an oligotrophic reservoir, comparable to that obtained with a larger filter volume (50 L). Ciliophora species were detected the highest number of reads by metabarcoding at the large volume of filtered sample (50 L), while diatoms and green algae were better read in smaller volumes (10 and 1.2 L). It is seems that samples volumes in 10 and 1.2 L are sufficient for microalgae monitoring. Samples with different sequencing depths produced similar results in the characterisation of dominant species. Differences were observed in minor taxa, some of which were only detected with a higher number of reads. These results are important for improving the monitoring of oligotrophic bodies using metabarcoding.

Keywords: diversity, sample volume, sequencing depth, metabarcoding, 18S rRNA, Lake Baikal

For citation: Bashenkaeva M.V. The effect of sample volume and number of reads on the sequencing result of a microeukaryotic community from an oligotrophic lake // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - P. 1212-1226. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1212

1. Introduction

Microeukaryotes, a group of unicellular organisms including microalgae, protozoa and microscopic fungi, are an important component of aquatic ecosystems. They participate in the global cycles of carbon (C), silicon (Si), and other nutrients, forming the basis of aquatic food webs (Falkowski et al., 2003; Calbet and Landry, 2004; Williams et al., 2008; Fuhrman, 2009). The structure of microeukaryotic communities is influenced by environmental changes such as temperature, nutrient content, salinity and light. Therefore, changes in their abundance and species composition can serve as early warning signs of disturbances to the ecosystem associated with pollution or climate change (Winder and Sommer, 2012). The classic method of monitoring unicellular microeukaryotes is microscopy, which is based on morphological features and requires specialist knowledge. It can also be complicated by the small size of the cells and the morphological variability of the

species. Over the past decade, metabarcoding has been employed for biomonitoring. This approach involves analysing the diversity of marker gene sequences in the total DNA of a community (Zimmermann et al., 2015; Abad et al., 2016; Andersson et al., 2023; Gelis et al., 2024; Mikhailov et al., 2025). Given the multi-stage nature of the metabarcoding method, it is important to select optimal conditions for each stage. The expected result can be influenced by various factors: 1) the volume of the filtered sample; 2) the selected DNA marker; 3) the methods used at different stages of molecular analysis (e.g. DNA extraction methods and sequencing technologies), and 4) the approaches to bioinformatics analysis (e.g. primary data processing methods, clustering algorithms, and taxonomic classification methods). For the purposes of biomonitoring, these stages must be standardised. Many studies have been conducted on the selection of marker genes for metabarcoding (Gran-Stadniczenko et al., 2017; Casey et al., 2021; Ficetola et al., 2021; Bukin et al., 2023; Kezlya et al., 2023), the

*Corresponding author.

E-mail address: maria.bashenkaeva@gmail.com (M.V. Bashenkaeva)

Received: August 29, 2025; **Accepted:** October 27, 2025;

Available online: October 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



comparison of different DNA extraction methods (Mäki et al., 2017; Vasselon et al., 2017), and the optimisation of high-throughput sequencing data processing (Prodan et al., 2020; Abellan-Schneyder et al., 2021; Brandt et al., 2021). Sample volume also affects the final results, including the amount of extracted DNA and the quality of the samples obtained for sequencing. The choice of sample volume for filtration depends on the type of water body. Marine ecosystems are rich in phytoplankton and zooplankton; to capture the full diversity of organisms, large sample volumes of 50–100 litres are recommended (Govindarajan et al., 2022). In contrast, shallow mesotrophic estuaries require only a small volume of water (25–500 ml) for biodiversity assessment using metabarcoding (Andersson et al., 2023). In freshwater bodies, the required sample volume varies depending on the trophic status of the body of water and the cell concentration of various microorganisms.

Lake Baikal is an oligotrophic freshwater body with low nutrient and primary production concentrations (Votintsev et al., 1975). This study aimed to estimate the required sample volume and sequencing depth for determining microeukaryotic diversity using metabarcoding of 18S rRNA gene fragments.

2. Materials and methods

2.1. Field Sampling

Sampling was carried out at Station, 3 km from Maritui village (51°45.546'N; 104°13.222'E) in the southern basin of Lake Baikal, on 18 July 2023. Samples were collected from the research vessels “G.Yu. Vereshchagin” using an SBE 32 Carousel water sampler (Sea-Bird Electronics, USA), from depths of 0, 5, 10, 15, 20 and 25 m.

Phytoplankton were analysed in parallel using microscopy and DNA sequencing. Analysis was performed on integrated water samples (an equal volume of water from the different layers was combined into one sample). To quantify and identify phytoplankton using light microscopy, 1.2 L of each integrated sample was filtered through a 3 µm REATREK filter (Obninsk-3, Russia) and then fixed in 50 mL of formaldehyde solution to achieve a final concentration of 3.7%. Microalgae cells were counted using an Axiostar Plus microscope (Zeiss, Oberkochen, Germany) in two replicates, as previously described (Firsova et al., 2023).

2.2. DNA extraction, amplification and high-throughput sequencing (HTS)

For the DNA analysis, 1.2, 10 and 50 L of the integrated samples were pre-filtered using 100 µm nylon mesh to remove zooplankton, and then filtered through 3 µm pore-size filters (REATREK Filter, Obninsk-3, Russia). These volumes were chosen to represent those obtained by microscopy, which we typically use to assess biodiversity using DNA metabarcoding, and those used for shotgun sequencing. Filtration was carried out immediately after sampling. The biomass on the filters was washed into sterile bottles with 10 ml of sterile TE buffer (1 mM EDTA and 10 mM Tris-HCl; pH

7.5), after which it was stored at -20 °C, then -80 °C, until further analysis. Total DNA was extracted from the samples using lysozyme (1 mg/mL), proteinase K, 10% SDS, and a phenol:chloroform:isoamyl alcohol mixture (25:24:1) (Bukin et al., 2023). Amplification and sequencing of amplicons was performed on the Illumina MiSeq platform at the Genomic, Proteomic and Cell Biology Department of ARRIAM (Saint Petersburg, Russia). To compare samples of different volumes, universal primers targeting the V8–V9 region of the 18S rRNA gene were used. Sequencing was performed with different numbers of reads per sample: the most commonly used number was approximately 20,000 reads, and an increased number was approximately 50,000 reads.

2.3. Dataset Preprocessing

Sequencing data were analyzed using DADA2 v1.16 (the dada2 R package). Paired-end reads were filtered and merged, chimeric and short sequences were removed, and amplicon sequence variants (ASV) were generated (Callahan et al., 2016). Rarefaction curves, richness, and diversity indices (Chao1, Shannon, and Simpson) were calculated using R version 4.4.3. The ANOSIM test was used to compare samples with different volume and different number of reads. Analysis was performed in PAST 4.06b. Taxonomic identification was performed using the Silva 132 taxonomy (Bremen, Germany). The heatmap is based on the 80 most numerous ASVs in R. The pairwise distance matrix computed with the Bray-Curtis dissimilarity index was used for clustering community profiles by UPGMA in heatmap using vegan (Oksanen et al., 2019) and pheatmap (Kolde, 2019) packages.

Sequence data were uploaded to the Sequence Read Archive database (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/sra/>) of the National Center for Biotechnology Information (NCBI) under the accession number PRJNA1348943.

3. Results and Discussion

To assess the diversity and taxonomic composition of microeukaryotes in samples with different filtered volumes and sequencing depths, 972,147 reads were analysed. Samples with lower sequencing depths yielded 34,931–52,392 reads per sample, while samples with higher sequencing depths yielded 90,721–137,764 reads (Table). After quality filtering of the obtained reads, which included removing primer regions and sequences with fragment lengths of less than 250 bp, merging paired reads and removing short and chimeric sequences, 25,328–103,680 reads remained per sample. After removing sequences related to Metazoa, more than half of the reads in almost all samples were removed. Despite the mechanical removal of large eukaryotic DNA during sample filtering, it still makes its way into the samples and can account for the majority of reads. During ASV generation, a total of 67–121 ASVs were obtained per sample, with an average length of 331 bp.

Table. Sequencing metrics and biodiversity indices in different samples analysed by metabarcoding (50, 10 and 1 L of filtered water).

	50L_1 rep	50L_2 rep	10L_1 rep	10L_2 rep	1L_1 rep	1L_2 rep	50L_1 rep*	50L_2 rep*	10L_1 rep*	10L_2 rep*	1L_1 rep*	1L_2 rep*
Initial number of reads	40,419	34,931	52,392	51,857	48,786	43,390	109,918	90,721	135,541	137,764	126,154	100,274
Reads after filtration	38,565	33,164	49,811	49,416	46,481	41,413	104,974	86,536	129,633	131,377	119,792	95,645
Reads after removal of chimeric and short sequences	26,993	25,328	39,534	37,841	38,886	36,945	72,053	64,074	103,680	100,215	98,822	85,129
Reads after removed Metazoa sequences	11,709	8,084	18,553	19,953	12,361	13,381	33,241	23,400	51,697	55,129	35,839	30,087
ASV	73	67	84	87	78	76	107	95	112	121	105	105
Simpson-index	73	67	84	87	78	76	107	95	112	121	105	105
Shannon-index	2.7	2.72	2.85	2.88	2.93	3.1	2.82	2.76	2.95	2.96	3.01	3.16
Chao1-index	0.84	0.86	0.87	0.88	0.90	0.91	0.85	0.86	0.88	0.88	0.9	0.92

Note: samples with an increased number of reads are marked with an asterisk (*).

3.1. Richness and Diversity Assessment

Alpha diversity analysis revealed similar ASV abundances across filtration volumes of 1.2, 10 and 50 L (Table). Rarefaction curves showing ASV numbers versus sample sequence depth indicated that the sequencing depth in our study was sufficient to estimate species richness (Fig. 1). The Chao1 index ranged from 67 to 121, with the highest values observed in samples with an increased number of reads. This suggests a correlation between species richness and sequencing depth, enabling the detection of rare species (Zaheer et al., 2018; Bardenhorst et al., 2022; Schmitz and Rahmann, 2025). For both sequencing depths, the highest richness was observed in the 10 L samples (Fig. 2A; Table). This result suggests that this volume may be the most

optimal of those selected. Filtration, which concentrates cells from the sample onto the filter, is faster and results in better sample preservation compared to 50 L. More species are also captured in the sample compared to 1.2 L.

The ANOSIM test showed slight differences in composition between samples with different filtered volumes ($R=0.2384$, $p=0.0482$). This demonstrates the sensitivity of the metabarcoding method: the small filter volume (1.2 L) revealed a taxon diversity comparable to that of the larger volume (50 L). This result was similar with studies examining samples from the mesotrophic Øre River estuary, which compared volumes of 0.25, 0.5, and 1.2 L (Andersson et al., 2023). In their study, diversity was detected even at the lowest sample volume examined – 0.25 L.

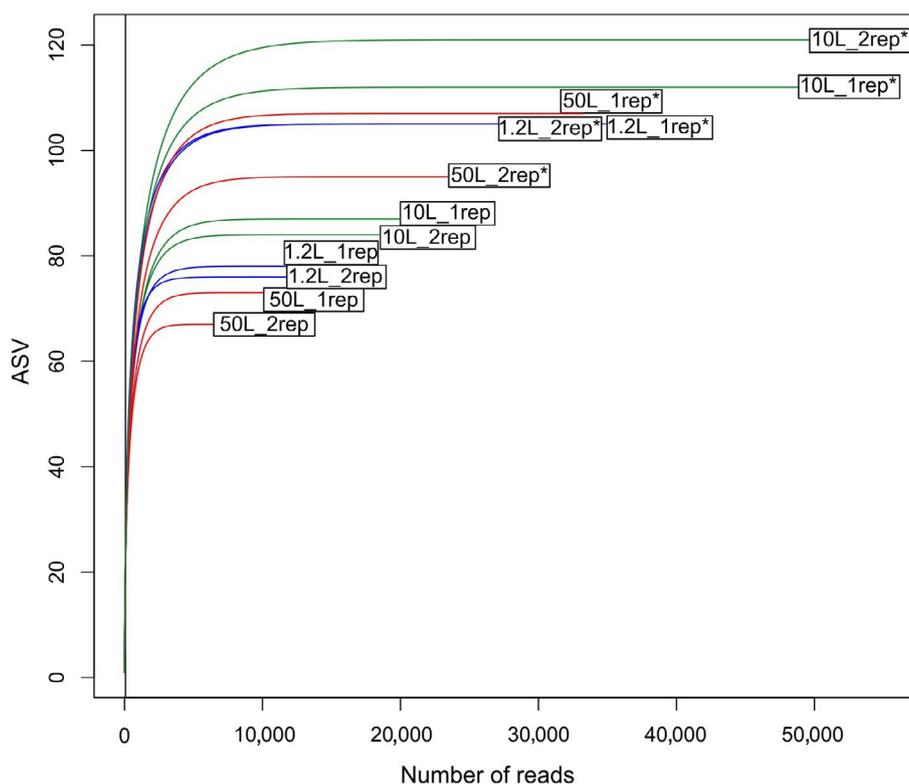


Fig.1. Rarefaction curves for samples with different volumes of filtered water (50, 10 and 1.2 L) and different sequencing depths. Samples with an increased number of reads are marked with an asterisk (*).

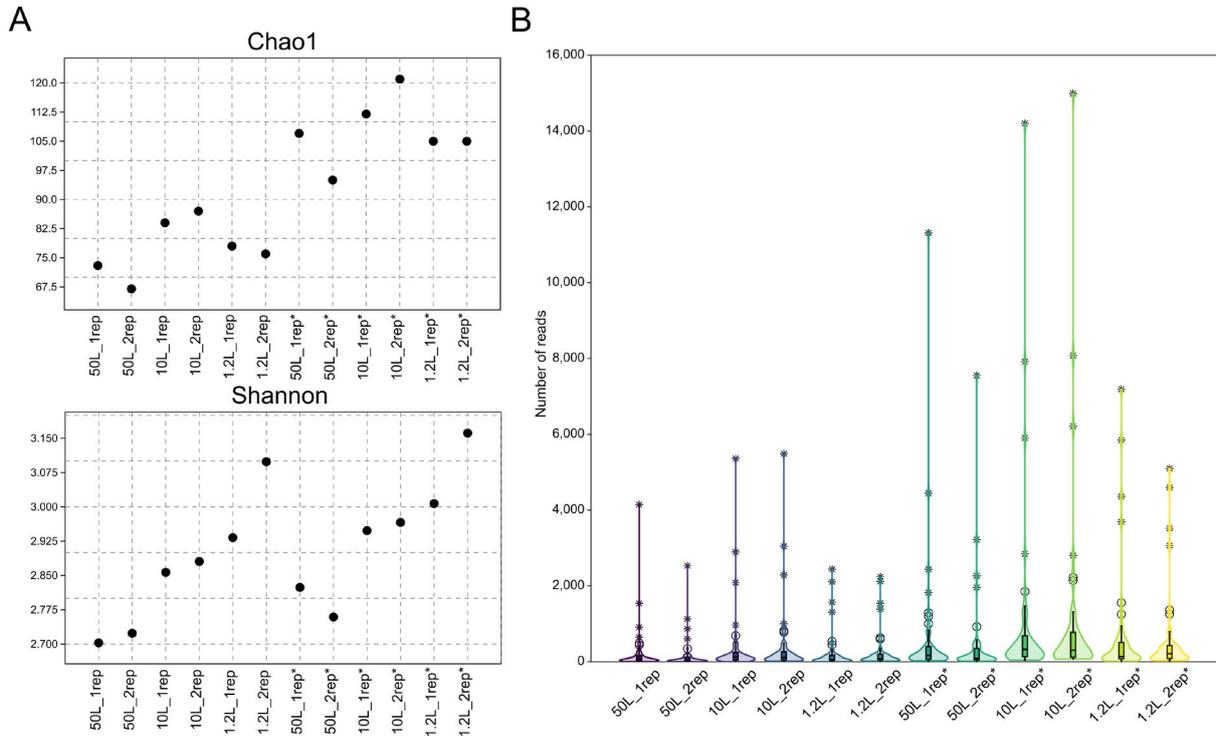


Fig.2. Diversity and richness indices for samples with different filtered volumes (50, 10 and 1.2 L) and sequencing depths (20,000 and 50,000 reads). (A) Chao1 and Shannon indices; (B) distribution of the 50 most abundant ASVs. Samples with an increased number of reads are marked with an asterisk (*).

The Shannon and Simpson diversity indices were similar between samples with different sequencing depths (Fig. 2A and Table). The Shannon index ranged from 2.7 to 3.1 with 20,000 reads and from 2.76 to 3.16 with 50,000 reads. The Simpson index varied from 0.84 to 0.91 with 20,000 reads, and from 0.85 to 0.92 with 50,000 reads. Thus, the overall community structure (i.e. relative species abundance) remains stable even with increasing sequencing depth. The highest diversity values were observed in the 1.2 L samples, which are characterised by a more uniform distribution of species within the sample. The minimum Shannon

and Simpson index values were observed in the 50 L samples. Low values of these indices indicate the dominance of individual taxa in the community (Genomics, 2024). Comparing the ASV composition of the samples reveals that more than half of the reads in the 50 L samples belong to a single ASV (Fig. 2B).

3.2. Taxonomic Structure

To estimate the impact of volume filtration on the taxonomic composition of the microeukaryotic community, we compared the prevalence of dominant and

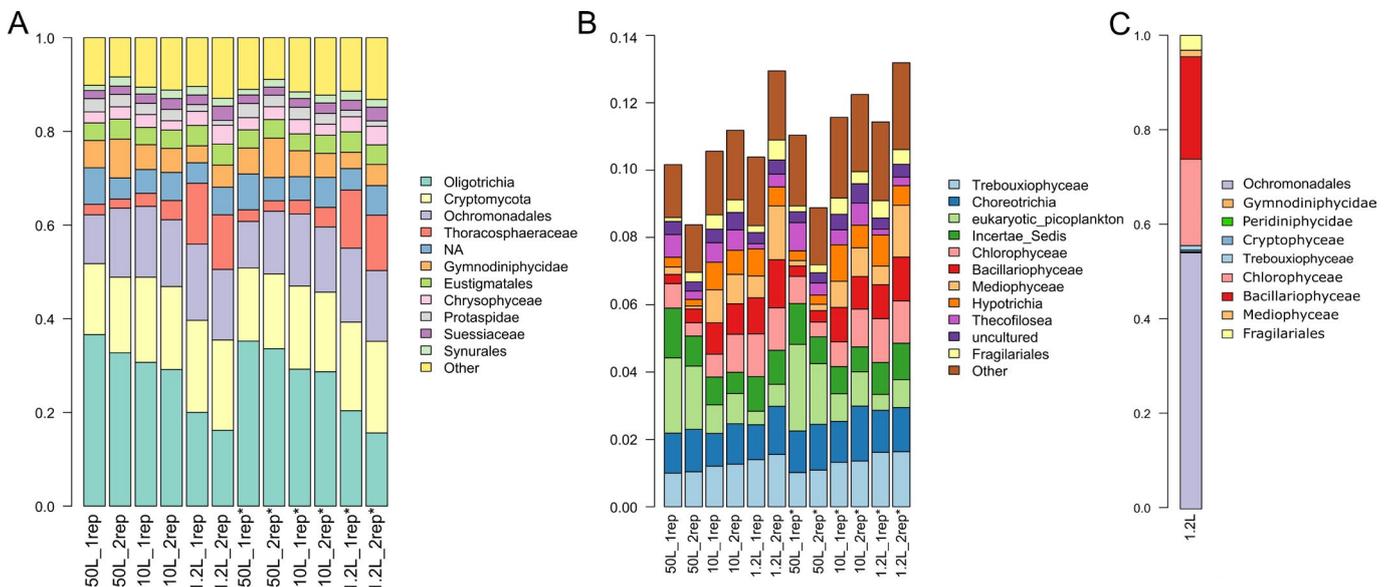


Fig.3. Taxonomic structure of samples with different filtered sample volumes (50, 10, and 1.2 L of filtered water). Family-level metabarcoding analysis of 11 dominant ASVs (A) and minor ASVs; results of microscopic analysis of the 1.2 L sample (C). Samples with an increased number of reads are marked with an asterisk (*).

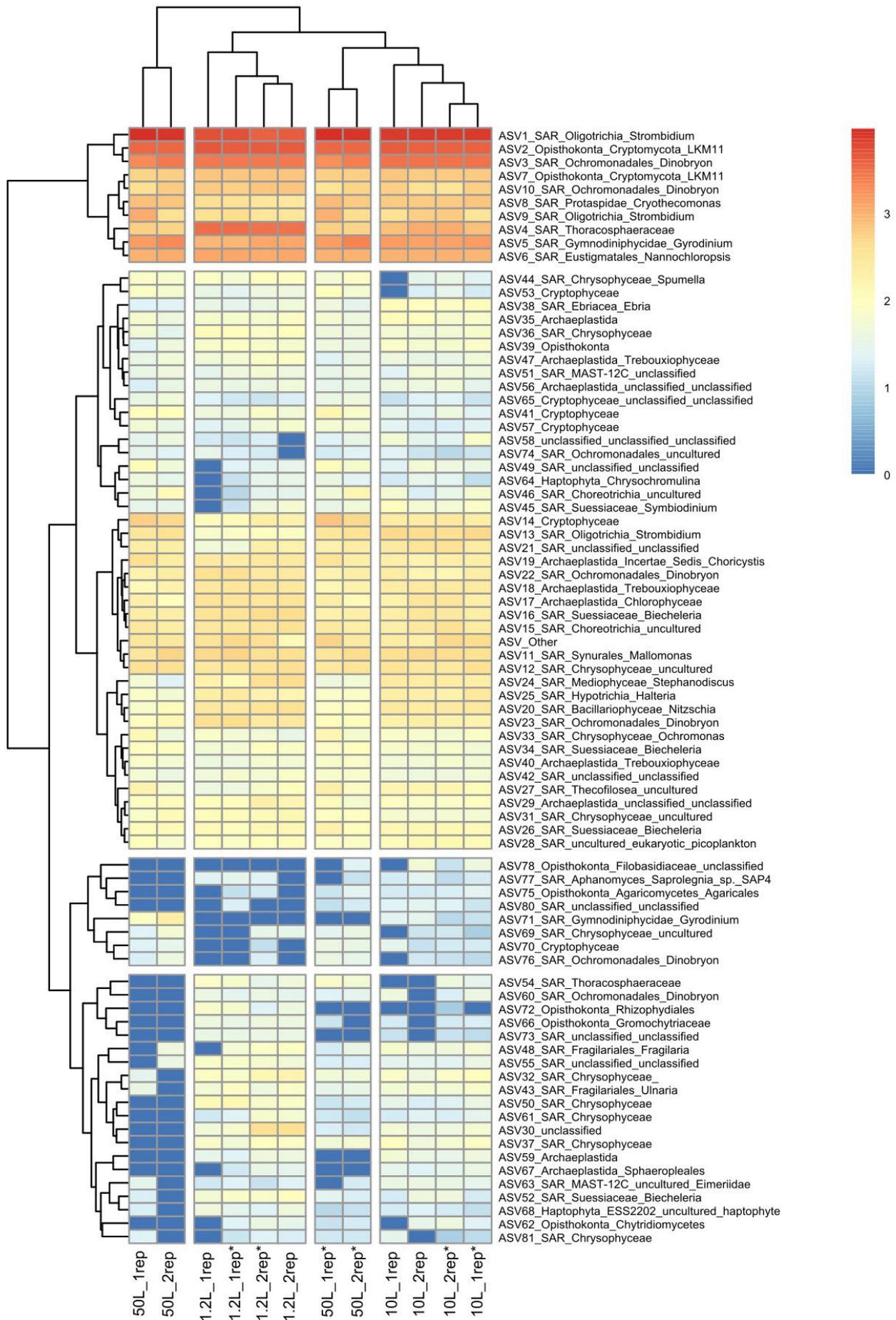


Fig.4. Heatmap of microeukaryotic community samples with different filtered sample volumes (50, 10, and 1.2 L of filtered water), created using a set of the 80 most common ASVs. UPGMA-assisted clustering of the Bray-Curtis pairwise distance matrices was used to produce the sample-wise and ASV-wise clustering trees. Samples with an increased number of reads are marked with an asterisk (*).

minor ASVs at the family level (Fig. 3). Thus, ASVs were related to the Oligotrichia (Ciliophora) represented the largest share in the 50 and 10 L samples. The heatmap also shows that ASV1, which belongs to *Strombidium* genus, is dominant in the 50 and 10 L samples, and there are significant rate of the 1.2 L samples (Fig. 4). *Cryptomycota* and *Ochromonadales* are represented in roughly equal proportions in the samples (Fig. 3A), and are either subdominant or dominant. ASV3, classified as a representative of the genus *Dinobryon*, is one of the most abundant ASVs in all samples. This is comparable with the results obtained by phytoplankton microscopy (Fig. 3B), in which Ochromonadales, *Dinobryon cylindricum* (65.4×10^3 cells L⁻¹) and *Dinobryon sociale* (48.2×10^3 cells L⁻¹) also dominated in abundance. In contrast to the 50 and 10 L samples, there is a significant share of the Thoracosphaeraceae (Dinoflagellata) family in the 1.2 L samples. Dinoflagellates inhabit cold water bodies and are highly sensitive to increased temperature, which causes their rapid destruction (Kobanova, 2009). It is possible their cell were destructed and DNA degradation due to a longer filtration time of the 50 and 10 L samples. Thus, according to microscopy data, the share of dinoflagellates was small, while ones were among the 11 dominant families by metabarcoding data (Fig. 3A, 3B).

The dinoflagellate genome is multicopy and dinoflagellates often have a 'mesokaryotic' nucleus in which the chromosomes are not packaged in histones as they are in other eukaryotes. This results in a more extended state which may facilitate more frequent and easier copying of chromosomal material (Wisecaver and Hackett, 2011). As result, dinoflagellates can account for a significant share of the sequence data even at low abundance.

The share of reads of diatoms (Bacillariophyceae and Mediophyceae families, and Fragilariales order) and green algae (Trebouxiophyceae and Chlorophyceae families) were high in the 1.2 L samples. In contrast, the contribution of these microalgal groups were small in the 50 L samples (Fig. 3B), despite these groups being subdominant microscopically (Fig. 3C).

Comparing samples with different sequencing depths reveals that most taxa have a similar proportion (Fig. 3 and 4). Some differences were occurred in minor taxa, some of which are only detected with a larger number of sequences obtained (Fig. 4). ANOSIM testing confirmed differences in sample composition at different sequencing depths ($R = 0.513$, $p = 0.0029$). The heatmap shows that the microeukaryotic community is most fully represented in the 10 L samples with an increased sequencing depth, and it is likely optimal condition for detection of microeukaryotic.

4. Conclusion

It was found that the optimal approach for the monitoring of unicellular microeukaryotes in the oligotrophic Lake Baikal during the summer were: i) to collect 10 L of water; ii) perform sequencing at a depth of 50,000 reads per sample using the 18S rRNA gene metabarcoding. A relatively small water volume (1.2 L) is sufficient to characterise dominant taxa. In the largest

samples (50 L), over half of all sequences belonged to Ciliophora, while the number of reads belonging to diatoms and green algae was underestimated. This makes collecting such a large sample volume unjustifiable for phytoplankton research. Increasing the sequencing depth allows more minor taxa to be covered, while the proportion of dominant taxa remains similar at different sequencing depths. It is required to optimise the metabarcoding method for use in other seasons.

Acknowledgements

The author is grateful to Dr., prof. E.V. Likhoshway for valuable advice and assistance in preparing the manuscript; Dr. D.P. Petrova for participation in planning the study, Dr.V.V. Blinov and the team of the research vessel "Akademik G.Yu. Vereshchagin" (The Center for Collective Use «Research vessels Center of LIN SB RAS on Lake Baikal») for assistance in sampling. This work was supported by the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation, project no. 121032300186-9. The study was carried out using the equipment of the "Genomic Technologies, Proteomics and Cell Biology" of ARRIAM.

Conflict of Interest

The author declares no conflicts of interest.

References

- Abad D., Albaina A., Aguirre M. et al. 2016. Is metabarcoding suitable for estuarine plankton monitoring? A comparative study with microscopy. *Marine Biology* 163(7): 149. DOI: [10.1007/s00227-016-2920-0](https://doi.org/10.1007/s00227-016-2920-0)
- Abellan-Schneyder I., Machado M.S., Reitmeier S. et al. 2021. Primer, pipelines, parameters: issues in 16S rRNA gene sequencing. *Mosphere* 6(1): 10–1128. DOI: [10.1128/msphere.01202-20](https://doi.org/10.1128/msphere.01202-20)
- Andersson A., Zhao L., Brugel S. et al. 2023. Metabarcoding vs microscopy: comparison of methods to monitor phytoplankton communities. *ACS ES&T Water* 3(8): 2671–2680. DOI: [10.1021/acsestwater.3c00176](https://doi.org/10.1021/acsestwater.3c00176)
- Bardenhorst S.K., Vital M., Karch A. et al. 2022. Richness estimation in microbiome data obtained from denoising pipelines. *Computational and Structural Biotechnology Journal* 20: 508–520. DOI: [10.1016/j.csbj.2021.12.036](https://doi.org/10.1016/j.csbj.2021.12.036)
- Brandt M.I., Trouche B., Quintric L. et al. 2021. Bioinformatic pipelines combining denoising and clustering tools allow for more comprehensive prokaryotic and eukaryotic metabarcoding. *Molecular Ecology Resources* 21(6): 1904–1921. DOI: [10.1111/1755-0998.13398](https://doi.org/10.1111/1755-0998.13398)
- Bukin Y.S., Mikhailov I.S., Petrova D.P. et al. 2023. The effect of metabarcoding 18S rRNA region choice on diversity of microeukaryotes including phytoplankton. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 39(9): 229. DOI: [10.1007/s11274-023-03678-1](https://doi.org/10.1007/s11274-023-03678-1)
- Calbet A., Landry M.R. 2004. Phytoplankton growth, microzooplankton grazing, and carbon cycling in marine systems. *Limnology and Oceanography* 49(1): 51–57. DOI: [10.4319/lo.2004.49.1.0051](https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.1.0051)
- Callahan B.J., McMurdie P.J., Rosen M.J. et al. 2016. "DADA2: High-Resolution Sample Inference from Illumina Amplicon Data." *Nature Methods* 13: 581–583. DOI: [10.1038/nmeth.3869](https://doi.org/10.1038/nmeth.3869)

- Casey J.M., Ransome E., Collins A.G. et al. 2021. DNA metabarcoding marker choice skews perception of marine eukaryotic biodiversity. *Environmental DNA* 3(6): 1229–1246. DOI: [10.1002/edn3.245](https://doi.org/10.1002/edn3.245)
- Falkowski P.G., Laws E.A., Barber R.T. et al. 2003. Phytoplankton and their role in primary, new, and export production. In: *Ocean biogeochemistry: The role of the ocean carbon cycle in global change*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, pp. 99–121.
- Ficetola G.F., Boyer F., Valentini A. et al. 2021. Comparison of markers for the monitoring of freshwater benthic biodiversity through DNA metabarcoding. *Molecular Ecology* 30(13): 3189–3202. DOI: [10.1111/mec.15632](https://doi.org/10.1111/mec.15632)
- Firsova A., Galachyants Y., Bessudova A. et al. 2023. Environmental Factors Affecting Distribution and Diversity of Phytoplankton in the Irkutsk Reservoir Ecosystem in June 2023. *Diversity* 15(10): 1–20. DOI: [10.3390/d15101070](https://doi.org/10.3390/d15101070)
- Fuhrman J.A. 2009. Microbial community structure and its functional implications. *Nature* 459:193–199. DOI: [10.1038/nature08058](https://doi.org/10.1038/nature08058)
- Gelis M.M.N., Canino A., Bouchez A. 2024. Assessing the relevance of DNA metabarcoding compared to morphological identification for lake phytoplankton monitoring. *Science of the Total Environment* 914: 169774. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2023.169774](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169774)
- Genomics C.D. 2024. The use and types of alpha-diversity metrics in microbial NGS.
- Govindarajan A.F., McCartin L., Adams A. 2022. Improved biodiversity detection using a large-volume environmental DNA sampler with *in situ* filtration and implications for marine eDNA sampling strategies. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 189: 103871. DOI: [10.1016/j.dsr.2022.103871](https://doi.org/10.1016/j.dsr.2022.103871)
- Gran-Stadniczeňko S., Šupraha L., Egge E.D. 2017. Haptophyte diversity and vertical distribution explored by 18S and 28S ribosomal RNA gene metabarcoding and scanning electron microscopy. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 64(4): 514–532. DOI: [10.1111/jeu.12388](https://doi.org/10.1111/jeu.12388)
- Kezlya E., Tseplik N., Kulikovskiy M. 2023. Genetic Markers for Metabarcoding of Freshwater Microalgae: Review. *Biology* 12: 1038. DOI: [10.3390/biology12071038](https://doi.org/10.3390/biology12071038)
- Kobanova G.I. 2009. Morphology and life cycle of *Gymnodinium baicalense* Ant. (Dinophyceae) from Lake Baikal. *Contemporary Problems of Ecology* 2(6): 581–585. DOI: [10.1134/S1995425509060150](https://doi.org/10.1134/S1995425509060150)
- Kolde R. 2019. Pheatmap: Pretty Heatmaps. R Package Version 1.0.12. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=pheatmap>
- Mäki A., Salmi P., Mikkonen A. 2017. Sample preservation, DNA or RNA extraction and data analysis for high-throughput phytoplankton community sequencing. *Frontiers in Microbiology* 8: 1848. DOI: [10.3389/fmicb.2017.01848](https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01848)
- Mikhailov I.S., Bukin Yu.S., Firsova A.D. 2025. Comparison of Relative and Absolute Abundance and Biomass of Freshwater Phytoplankton Taxa Using Metabarcoding and Microscopy. *Ecology and Evolution* 15(3): 1–24. DOI: [10.1002/ece3.70856](https://doi.org/10.1002/ece3.70856)
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M. et al. 2019. Vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.5-6. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Prodan A., Tremaroli V., Brolin H. 2020. Comparing bioinformatic pipelines for microbial 16S rRNA amplicon sequencing. *PloS one* 15(1): e0227434. DOI: [10.1371/journal.pone.0227434](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227434)
- Schmitz J.E., Rahmann S. 2025. A comprehensive review and evaluation of species richness estimation. *Briefings in Bioinformatics* 26(2): bbaf158. DOI: [10.1093/bib/bbaf158](https://doi.org/10.1093/bib/bbaf158)
- Vasselon V., Domaizon I., Rimet F. 2017. Application of high-throughput sequencing (HTS) metabarcoding to diatom biomonitoring: Do DNA extraction methods matter?. *Freshwater Science* 36(1): 162–177. DOI: [10.1086/690649](https://doi.org/10.1086/690649)
- Votintsev K.K., Meshcheryakova A.I., Popovskaya G.I. 1975. Cycle of organic matter in Lake Baikal. Novosibirsk: Nauka.
- Williams P.J.L.B., Thomas D.N., Reynolds C.S. 2008. Phytoplankton productivity: carbon assimilation in marine and freshwater ecosystems. John Wiley & Sons.
- Winder M., Sommer U. 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia* 698(1): 5–16. DOI: [10.1007/s10750-012-1149-2](https://doi.org/10.1007/s10750-012-1149-2)
- Wisecaver J.H., Hackett J.D. 2011. Dinoflagellate genome evolution. *Annual review of microbiology* 65(1): 369–387. DOI: [10.1146/annurev-micro-090110-102841](https://doi.org/10.1146/annurev-micro-090110-102841)
- Zaheer R., Noyes N., Ortega Polo R. 2018. Impact of sequencing depth on the characterization of the microbiome and resistome. *Scientific reports* 8(1): 5890. DOI: [10.1038/s41598-018-24280-8](https://doi.org/10.1038/s41598-018-24280-8)
- Zimmermann J., Glöckner G., Jahn R. 2015. Metabarcoding vs. morphological identification to assess diatom diversity in environmental studies. *Molecular ecology resources* 15(3): 526–542. DOI: [10.1111/1755-0998.12336](https://doi.org/10.1111/1755-0998.12336)

Влияние объема пробы и количества прочтений на результат секвенирования микроэукариотического сообщества из олиготрофного озера

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Башенхаева М.В.*^{ORCID}

Лимнологический институт Сибирского отделения Российской академии наук, ул. Улан-Баторская, д. 3, Иркутск, 664033, Россия

АННОТАЦИЯ. Микроэукариоты играют ключевую роль в водных экосистемах и являются эффективными индикаторами их состояния. Изменения в их численности или разнообразии могут говорить об изменениях в среде обитания. В последние годы, помимо классического методом микроскопии, для мониторинга микроэукариот начали применять метод ДНК метабаркодирования. Для оптимизации метода метабаркодирования актуально установить необходимый объем отобранного образца и глубину секвенирования. В данной работе проведен сравнительный анализ образцов с разным объемом отфильтрованной пробы (50 л, 10 л и 1.2 л), а также разной глубиной секвенирования и влияния этих факторов на разнообразие и таксономический состав сообщества одноклеточных микроэукариот в олиготрофном озере Байкал. Тест ANOSIM показал сходство образцов с разными отфильтрованными объемами. То есть даже небольшого объема пробы для фильтрации (1.2 л) хватает, чтобы выявить высокое разнообразие таксонов, сопоставимое с разнообразием при фильтрации большого объема, 50 л. При большом объеме отфильтрованной пробы по результатам метабаркодирования наибольшее количество прочтений относилось к представителям Ciliophora. Диатомовые и зелёные водоросли были лучше детектированы при меньшем объеме – 10 л и 1.2 л, поэтому для мониторинга микроводорослей этого объема достаточно. Сравнение образцов с разной глубиной секвенирования показало сходные результаты в характеристике доминирующих видов. Разница проявляется в минорных таксонах, некоторые из которых выявлялись только при большем количестве прочтений. Полученные результаты важны для оптимизации мониторинга олиготрофных водоемов с применением метода метабаркодирования.

Ключевые слова: разнообразие, объем пробы, глубина секвенирования, метабаркодирование, 18S рРНК, озеро Байкал

Для цитирования: Башенхаева М.В. Влияние объема пробы и количества прочтений на результат секвенирования микроэукариотического сообщества из олиготрофного озера // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - С. 1212-1226. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1212

1. Введение

Микроэукариоты – группа одноклеточных организмов, которая включает микроводоросли, простейшие и микроскопические грибы – важный компонент водных экосистем. Они участвуют в глобальном цикле C, Si и других биогенных элементов и являются основой пищевых сетей в водной среде (Falkowski et al., 2003; Calbet and Landry, 2004; Williams et al., 2008; Fuhrman, 2009). Поскольку изменения в окружающей среде, такие как температура, содержание биогенных веществ, соленость и освещенность влияют на структуру

сообществ микроэукариот, данные об их обилии и видовом составе могут служить ранним предупреждением о нарушениях в экосистеме, связанных с загрязнением или изменением климата (Winder and Sommer, 2012). Классическим методом мониторинга одноклеточных микроэукариот является микроскопия, которая основана на морфологических признаках, что требует экспертных знаний и может усложняться из-за малых размеров клеток и морфологической изменчивости видов. В последнее десятилетие для биомониторинга стали применять метод метабаркодирования, в основе которого

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: maria.bashenkhayeva@gmail.com (М.В. Башенхаева)

Поступила: 29 августа 2025; **Принята:** 27 октября 2025;
Опубликована online: 31 октября 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



лежит анализ разнообразия последовательностей маркерных генов в суммарной ДНК (Zimmermann et al., 2015; Abad et al., 2016; Andersson et al., 2023; Gelis et al., 2024; Mikhailov et al., 2025). Учитывая многоэтапность метода метабаркодирования, актуален выбор оптимальных условий для каждого из этапов. На полученный результат могут повлиять различные факторы, такие как: 1) объем фильтруемого образца; 2) выбранный ДНК-маркер; 2) методы, используемые на различных этапах молекулярного анализа (методы выделения ДНК, технологии секвенирования) и 3) различные подходы биоинформатического анализа (методы первичной обработки данных; алгоритмы кластеризации и методы таксономической классификации). Для целей биомониторинга нужно провести стандартизацию этих этапов. На данный момент существует немало работ по выбору маркерного гена для метабаркодирования (Gran-Stadniczeńko et al., 2017; Casey et al., 2021; Ficetola et al., 2021; Bukin et al., 2023; Kezlya et al., 2023); сравнению различных методов выделения ДНК (Mäki et al., 2017; Vasselon et al., 2017) и оптимизации обработки последовательностей данных высокопроизводительного секвенирования (Prodan et al., 2020; Abellan-Schneyder et al., 2021; Brandt et al., 2021). Объем пробы также влияет на итоговые результаты, включая количество выделенной ДНК и качество полученных образцов для секвенирования. Выбор объема пробы для фильтрования зависит от типа водоема. Морские экосистемы богаты фито- и зоопланктоном, и чтобы учесть всё разнообразие организмов рекомендуется отбирать большие объемы – от 50 до 100 литров (Govindarajan et al., 2022). Для неглубоких мезотрофных эстуарий достаточно небольшого объема воды (25 – 500 мл), чтобы оценить биоразнообразие с помощью метабаркодирования (Andersson et al., 2023). В пресных водоемах необходимый объем пробы может варьировать в зависимости от трофности водоема и концентрации клеток разнообразных микроскопических организмов.

Озеро Байкал является олиготрофным водоемом с низкой концентрацией биогенных веществ и небольшой первичной продукцией (Вотинцев и др., 1975). Целью данной работы была оценка необходимого объема проб и глубины секвенирования для определения разнообразия микроэукариот с помощью метабаркодирования фрагментов гена 18S рРНК.

2. Материалы и методы

2.1. Отбор проб

Отбор проб воды проводили на станции, расположенной в 3 км от пос. Маритуй (51°45.546' с.ш.; 104°13.222' в.д.), в южной котловине озера Байкал, 18 июля 2023 г. Пробы были отобраны с борта научно-исследовательского судна «Г.Ю. Верещагин» с помощью водосборника SBE 32 Carousel (Sea-Bird Electronics, США) из верхних слоев 0, 5, 10, 15, 20 и 25 м. Для дальнейшей работы равные объемы воды из разных слоев объединяли в интегральную

пробу. Фитопланктон анализировали параллельно с помощью микроскопии и ДНК метабаркодирования. Для количественного определения и идентификации фитопланктона методом световой микроскопии 1,2 л интегральной пробы фильтровали через фильтр с размером пор 3 мкм (РЕАТРЕК-Фильтр, Обнинск-3, Россия) и фиксировали формальдегидом в объеме 50 мл до конечной концентрации 3,7%. Подсчет клеток микроводорослей проводили с помощью микроскопа Axiostar Plus (Zeiss, Германия) в двух повторностях, как описано ранее (Firsova et al., 2023).

2.2. Выделение ДНК, амплификация и метабаркодирование

Для ДНК метабаркодирования 1,2, 10 и 50 л интегральных проб предварительно фильтровали через газовый фильтр с размером пор 100 мкм (для удаления крупной фракции зоопланктона), а затем фильтровали через фильтры с размером пор 3 мкм (РЕАТРЕК-Фильтр, Обнинск-3, Россия). Объемы были выбраны таким образом: объем 1,2 л равный объему пробы для микроскопии; объём 10 л, который обычно используют в работе для оценки биоразнообразия с помощью метабаркодирования ДНК, и объём 50 л, используемый для полногеномного секвенирования. Фильтрацию проводили сразу после отбора проб. Биомассу с фильтра смывали в стерильные флаконы с 10 мл стерильного ТЕ буфера (1 mM ЭДТА и 10 mM Трис-НСl; pH 7,5) и хранили при -20°C, а затем при -80°C до дальнейшего анализа. Суммарную ДНК из образцов экстрагировали лизоцимом (1 мг/мл), протеиназой К, 10% SDS и смесью фенола, хлороформа и изоамилового спирта (25:24:1) (Bukin et al., 2023). Амплификацию и секвенирование на платформе Illumina MiSeq проводили в Центре геномных технологий, протеомики и клеточной биологии ВНИИСХМ (Санкт-Петербург, Россия). Для сравнения образцов разного объема использовали универсальный праймер 18S рРНК участок V8–V9 (V8f(ATAACAGGTCTGTGATGCCCT)/1510R(CCCTCYGCAGGTTACCTAC)). Секвенирование проводили с разным количеством прочтений на образец с чаще используемым (примерно 20 тыс. прочтений) и с увеличенным (примерно 50 тыс. прочтений).

2.3. Обработка данных секвенирования

Данные секвенирования анализировали с помощью DADA2 v1.16 (R-пакет dada2). Парные концы прочтений были отфильтрованы, объединены, химерные и короткие последовательности удалены, сгенерированы варианты последовательностей ампликонов (по-английски amplicon sequence variants (ASV)) (Callahan et al., 2016). Кривые разрежения, индексы богатства и разнообразия (Чоа1, Шеннон и Симпсон) рассчитаны с использованием R версии 4.4.3. Для сравнения образцов с разным объемом и количеством прочтений использовался тест ANOSIM. Анализ выполнялся в PAST 4.06b. Для

таксономической идентификации использовали таксономию Silva 132 (Бремен, Германия). Тепловая карта построена на основе 80 наиболее многочисленных ASV в R. Матрица парных расстояний, рассчитанная с помощью индекса Брея-Кертиса, использовалась для кластеризации профилей сообществ в тепловой карте UPGMA с использованием пакетов *vegan* (Oksanen et al., 2019) и *heatmap* (Kolde, 2019).

Данные о последовательностях были загружены в базу данных Sequence Read Archive (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/sra/>) Национального центра биотехнологической информации (NCBI) под регистрационным номером PRJNA1348943.

3. Результаты и обсуждения

Для оценки разнообразия и таксономического состава микрорукриот в образцах с разным объемом отфильтрованной пробы и с разной глубиной секвенирования всего было проанализировано 972 147 прочтений. Для образцов с меньшей глубиной секвенирования было получено от 34 931 до 52 392 прочтений на образец, для образцов с увеличенной глубиной секвенирования – от 90 721 до 137 764 (Таблица). После фильтрации полученных прочтений по качеству, которая заключалась в удалении праймерных областей, удалении последовательности при длине фрагмента меньше 250 п.н.; объединении парных прочтений; удалении коротких и химерных последовательностей осталось от 25 328 до 103 680 на образец. Больше половины прочтений практически во всех образцах было удалено после удаления последовательностей, относящихся к Metazoa. Несмотря на механическое удаление

крупных эукариот при фильтрации проб, их ДНК всё равно попадает в образцы и способна заполнять большую часть прочтений. При формировании ASV всего было получено от 67 до 121 ASV на образец, со средней длиной 331 п.н.

3.1. Оценка богатства и разнообразия

Анализ альфа-разнообразия показал, что количество ASV не различалось при объемах фильтрации воды 1,2 л, 10 л и 50 л (Таблица). Кривые разрежения, рассчитанные для всех образцов, достигали насыщения (Рис. 1), что указывает на то, что количество прочтений было достаточным для оценки видового богатства. Индекс Чао1 варьировал от 67 до 121, наибольшие значения были в образцах с увеличенным количеством прочтений, что говорит о корреляции видового богатства с глубиной секвенирования, которое позволяет выявлять больше редких видов (Zaheer et al., 2018; Bardenhorst et al., 2022; Schmitz and Rahmann, 2025). При небольшой и увеличенной глубине секвенирования наибольшее богатство было отмечено в образцах 10 л (Рис. 2А; Таблица). Этот результат говорит о том, что данный объем может быть наиболее оптимальным среди исследуемых. Фильтрация, в процессе которого клетки из пробы концентрируются на фильтре, идет быстрее, что делает более сохранными образцы, по сравнению с 50 л, и в пробу попадает больше видов при сравнении с 1,2 л.

Тест ANOSIM показал, что образцы с разными отфильтрованными объемами проб имеют едва различимые различия по составу между собой ($R = 0,2384$, $p = 0,0482$). Это говорит о чувствительности метода метабаркодирования, что при неболь-

Таблица. Показатели секвенирования и индексы биоразнообразия в образцах с разным объемом отфильтрованной пробы (50, 10 и 1.2 л фильтрованной воды), проанализированных с помощью метабаркодирования.

	50Л_1	50Л_2	10Л_1	10Л_2	1.2Л_1	1.2Л_2	50Л_1*	50Л_2*	10Л_1*	10Л_2*	1.2Л_1*	1.2Л_2*
Исходное количество прочтений	40 419	34 931	52 392	51 857	48 786	43 390	109 918	90 721	135 541	137 764	126 154	100 274
Количество прочтений после фильтрации	38 565	33 164	49 811	49 416	46 481	41 413	104 974	86 536	129 633	131 377	119 792	95 645
Количество прочтения после удаления химерных и коротких последовательностей	26 993	25 328	39 534	37 841	38 886	36 945	72 053	64 074	103 680	100 215	98 822	85 129
Количество прочтений после удаления последовательностей, относящихся к Metazoa	11 709	8 084	18 553	19 953	12 361	13 381	33 241	23 400	51 697	55 129	35 839	30 087
ASV	73	67	84	87	78	76	107	95	112	121	105	105
Индекс Чао1	73	67	84	87	78	76	107	95	112	121	105	105
Индекс Шеннона	2.7	2.72	2.85	2.88	2.93	3.1	2.82	2.76	2.95	2.96	3.01	3.16
Индекс Симпсона	0.84	0.86	0.87	0.88	0.90	0.91	0.85	0.86	0.88	0.88	0.9	0.92

Примечание: образцы с увеличенным количеством прочтений отмечены звездочкой (*).

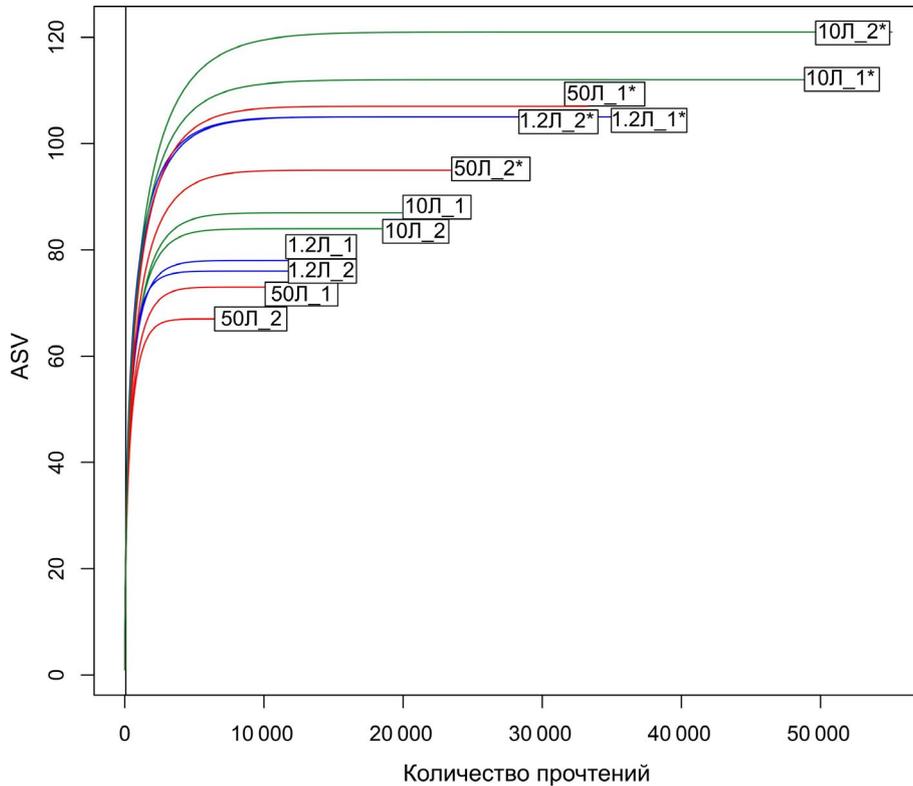


Рис.1. Кривые разряжения для образцов с разным объемом отфильтрованной пробы воды (50 л, 10 л и 1.2 л) и с разной глубиной секвенирования. Образцы с увеличенным количеством прочтений отмечены звездочкой (*).

шом объеме фильтрации (1,2 л) выявляется высокое разнообразие таксонов, равное большому объему (50 л). Этот результат соотносится с результатами, полученными на образцах мезотрофного эстуария реки Эре, где сравнивали объемы 0,25 л, 0,5 л и 1,2 л (Andersson et al., 2023). В их работе разнообразие было зафиксировано уже при самом низком исследованном объеме пробы – 0,25 л.

Индексы разнообразия Шеннон и Симпсон между образцами с разными количествами прочтений были сходными (Рис. 2А; Таблица). Индекс Шеннона при 20 тыс. прочтений варьировал от 2,7 до 3,1; при 50 тыс. прочтений от 2,76 до 3,16. Индекс Симпсона изменялся от 0,84 до 0,91 при 20 тыс. прочтений и от 0,85 до 0,92 при 50 тыс. прочтений. То есть общая структура сообщества (относительное

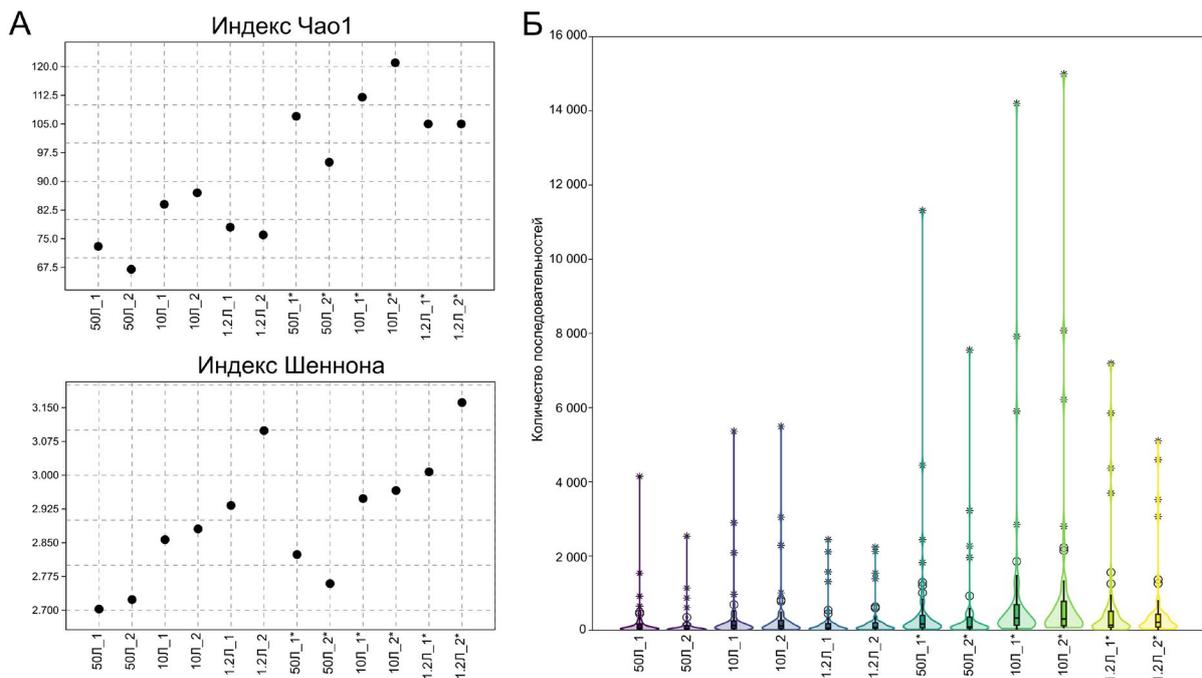


Рис.2. Показатели богатства и разнообразия для образцов с разным объемом отфильтрованной пробы воды (50 л, 10 л и 1.2 л) и с разной глубиной секвенирования (20 тыс. и 50 тыс. прочтений). А. Значения индексов Чао1 и индекса Шеннона; Б. Распределение 50 наиболее многочисленных ASV. Образцы с увеличенным количеством прочтений отмечены звездочкой (*).

обилие видов) остается стабильной, даже при увеличении глубины секвенирования. Максимальные значения разнообразия отмечены в образцах 1,2 л, что характеризуется более равномерным распределением видов в образце. Минимальные значения индексов Шеннона и Симпсона были в образцах 50 л. Низкие показатели данных индексов свидетельствуют о доминировании в сообществе отдельных таксонов (Genomics, 2024). При сравнении состава ASV между образцами видно, что в образцах 50 л больше половины прочтений относится к одной ASV (Рис. 2Б).

3.2. Таксономическая структура

Для оценки влияния объема фильтрованных проб на таксономическую структуру сообщества микроэукариот, мы сравнили отдельно доминирующие и минорные ASV на уровне семейства (Рис. 3). В пробах 50 л и 10 л наибольшую долю составляли ASV, относящиеся к Oligotrichia (Ciliophora). Из тепловой карты также видно, что ASV1, относящееся к роду *Strombidium*, является доминирующей во всех образцах 50 л и 10 л и составляет значительную долю в образцах 1,2 л (Рис. 4). Приблизительно одинаково представлены в пробах Cryptomycota и Ochromonadales (Рис. 3А), данные семейства являются субдоминантами или доминантами в пробах. ASV3, классифицированное как представитель рода *Dinobryon*, является одним из наиболее многочисленных среди всех образцов. Данный результат сопоставим с результатом, полученным с помощью микроскопии фитопланктона (Рис. 3В), где по численности тоже доминировали представители Ochromonadales, *Dinobryon cylindricum* ($65,4 \times 10^3$ кл/л) и *Dinobryon sociale* ($48,20 \times 10^3$ кл/л). В образцах 1,2 л значительная доля относится к семейству Thoracosphaeraceae (Dinoflagellata), в отличие от образцов 50 л и 10 л, где их было в два или три раза меньше.

Динофлагелляты, обитающие в холодных водоемах, очень чувствительны к повышению температуры, которое вызывает быстрое разрушение жгутиконосцев (Кобанова, 2009). Возможно, более длительное фильтрование 50 л и 10 л способствовало разрушению клеток и деградации ДНК. По сравнению с данными метабаркодирования, где представители динофлагеллят были в числе 11 доминирующих семейств (Рис. 3А), по данным микроскопии, доля динофлагеллят в общей численности была небольшая (Рис. 3В). Геном динофлагеллят является многокопийным, а также динофлагелляты часто обладают «мезокариотическим» ядром, в котором хромосомы не упакованы в гистоны, как у других эукариот, и находятся в более растянутом состоянии, что может способствовать более частому и легкому копированию хромосомного материала (Wisecaver and Hackett, 2011). Соответственно даже при низкой численности динофлагелляты могут иметь значительную долю при секвенировании. Доля прочтений, относящихся к диатомовым водорослям (семейства Bacillariophyceae, Mediophyceae и порядка Fragilariales), а также зеленым водорослям (семейства Trebouxiophyceae и Chlorophyceae), была в образцах 1,2 л. В образцах 50 л вклад обеих групп микроводорослей был небольшим (Рис. 3Б), несмотря на то, что по микроскопии эти группы являлись субдоминантами (Рис. 3В).

При сравнении образцов с разной глубиной секвенирования видно, что большинство таксонов имеют приблизительно одинаковое соотношение (Рис. 3, 4). Разница проявляется в минорных таксонах, некоторые из которых детектируются только при большем количестве полученных последовательностей (Рис. 4). Тест ANOSIM подтвердил наличие различий в составе образцов с разной глубиной секвенирования ($R = 0,513$, $p = 0,0029$). Из тепловой карты видно, что наиболее полно сообщество микроэукариот представлено в образцах объемом 10 л с увеличенной глубиной секвенирования, что в данном случае является оптимальными условиями.

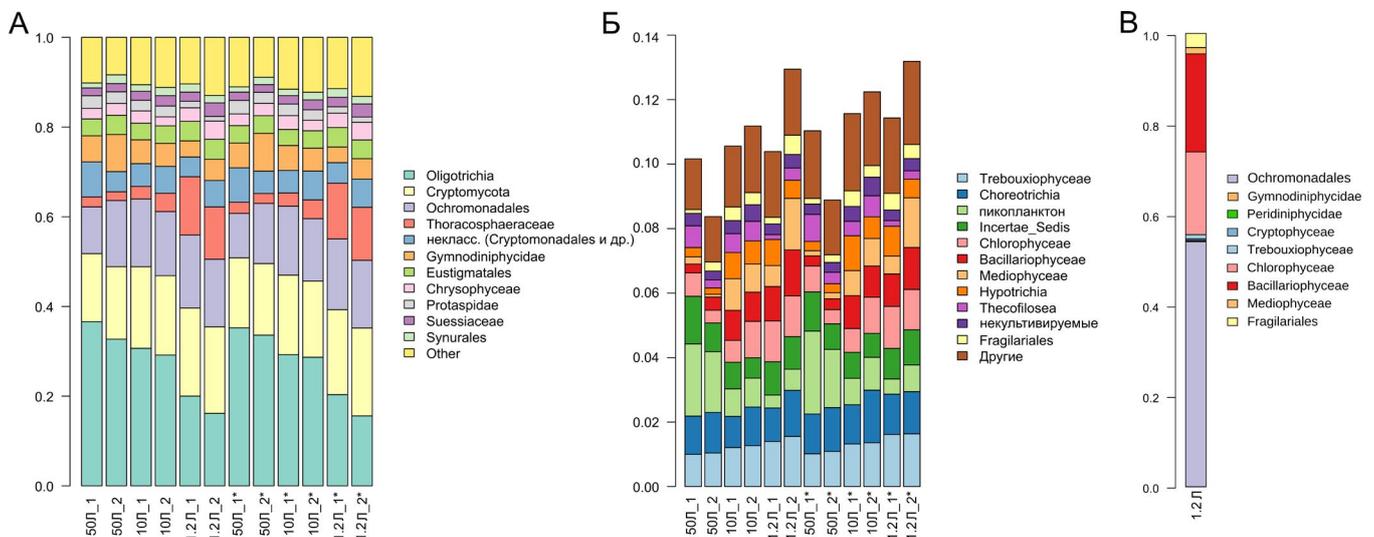


Рис.3. Таксономическая структура образцах с разным объемом отфильтрованной пробы (50, 10 и 1.2 л фильтрованной воды). Анализ с помощью метабаркодирования на уровне семейств 11 доминирующих ASV (А) и минорных ASV; результаты анализа пробы 1.2 л методом микроскопии (В). Образцы с увеличенным количеством прочтений отмечены звездочкой (*).

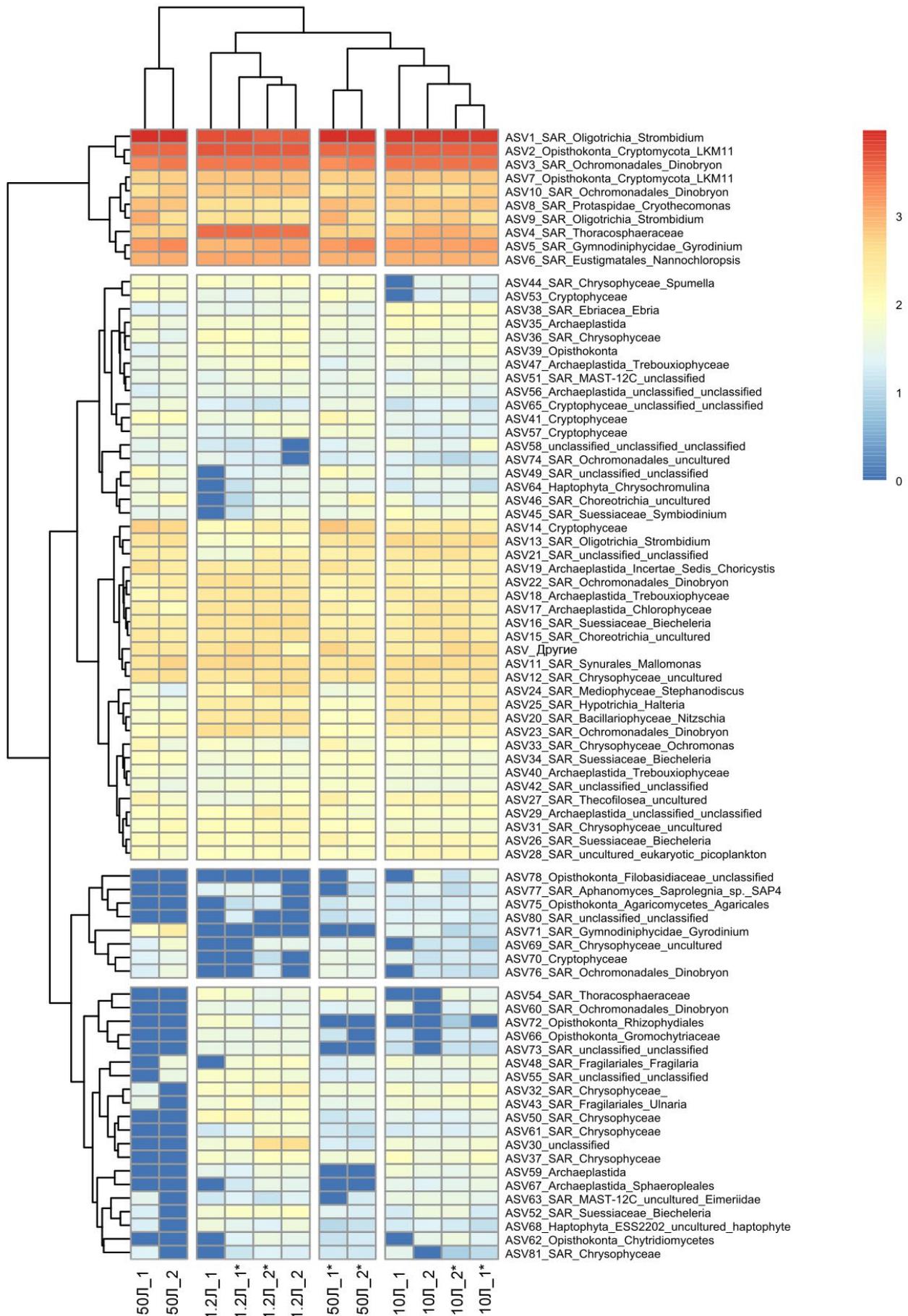


Рис.4. Тепловая карта образцов микрзоэукариотического сообщества с разным объемом отфильтрованной пробы (50, 10 и 1.2 л фильтрованной воды), созданная на основе набора из 80 наиболее распространенных ASV. Для построения кластерных деревьев по выборкам и по ASV использовалась кластеризация матриц парных расстояний Брея–Кертиса с помощью UPGMA. Образцы с увеличенным количеством прочтений отмечены звездочкой (*).

4. Заключение

Таким образом, для мониторинга одноклеточных микроэукариот в олиготрофном озере Байкал в летний период методом метабаркодирования по гену 18S рРНК оптимально отобрать пробу объемом 10 л и провести секвенирование с глубиной 50 тысяч прочтений на образец, чтобы более детально охарактеризовать сообщество. Для характеристики доминирующих таксонов достаточно относительно небольшого объема воды (1,2 л). В пробах с наибольшим объемом (50 л) больше половины всех секвенированных последовательностей, относилась к Ciliophora, а количество прочтений, относящихся к диатомовым и зеленым водорослям, снижалось, что не оправдывает отбор такого большого объема пробы для исследования фитопланктона. Увеличение глубины секвенирования позволяет охватить больше минорных таксонов, в то время как доля доминирующих таксонов при разной глубине секвенирования была сходна. Для оптимизации метода метабаркодирования для исследований и в другие сезоны необходимо проведение дополнительных работ.

Благодарности

Автор выражает благодарность д.б.н., проф. Е.В. Лихошвай за ценные советы и помощь в подготовке рукописи; к.б.н. Д.П. Петровой за участие в планировании исследования; к.г.н. В.В. Блинову и команде НИС «Академик Г.Ю. Верецагин» (ЦКП «Центр комплексных судовых исследований Байкала») за помощь в отборе проб. Работа выполнена при поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, проект № 121032300186-9. Исследование проведено с использованием оборудования ресурсного центра «Геномные технологии, протеомика и клеточная биология» ВНИИСХМ.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Вотинцев К.К., Мещерякова А.И., Поповская Г.И. 1975. Круговорот органического вещества в озере Байкал. Новосибирск: Наука.

Кобанова Г.И. 2009. О морфологии и жизненном цикле *Gymnodinium baicalense* Ant. (Dinophyta) из озера Байкал. Сибирский экологический журнал 16(6): 899–905. DOI: [10.1134/S1995425509060150](https://doi.org/10.1134/S1995425509060150)

Abad D., Albaina A., Aguirre M. et al. 2016. Is metabarcoding suitable for estuarine plankton monitoring? A comparative study with microscopy. *Marine Biology* 163(7): 149. DOI: [10.1007/s00227-016-2920-0](https://doi.org/10.1007/s00227-016-2920-0)

Abellan-Schneyder I., Matchado M.S., Reitmeier S. et al. 2021. Primer, pipelines, parameters: issues in 16S rRNA gene sequencing. *Mosphere* 6(1): 10–1128. DOI: [10.1128/msphere.01202-20](https://doi.org/10.1128/msphere.01202-20)

Andersson A., Zhao L., Brugel S. et al. 2023. Metabarcoding vs microscopy: comparison of methods to monitor phytoplankton communities. *ACS ES&T Water* 3(8): 2671–2680. DOI: [10.1021/acsestwater.3c00176](https://doi.org/10.1021/acsestwater.3c00176)

Bardenhorst S.K., Vital M., Karch A. et al. 2022. Richness estimation in microbiome data obtained from denoising pipelines. *Computational and Structural Biotechnology Journal* 20: 508–520. DOI: [10.1016/j.csbj.2021.12.036](https://doi.org/10.1016/j.csbj.2021.12.036)

Brandt M.I., Trouche B., Quintric L. et al. 2021. Bioinformatic pipelines combining denoising and clustering tools allow for more comprehensive prokaryotic and eukaryotic metabarcoding. *Molecular Ecology Resources* 21(6): 1904–1921. DOI: [10.1111/1755-0998.13398](https://doi.org/10.1111/1755-0998.13398)

Bukin Y.S., Mikhailov I.S., Petrova D.P. et al. 2023. The effect of metabarcoding 18S rRNA region choice on diversity of microeukaryotes including phytoplankton. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 39(9): 229. DOI: [10.1007/s11274-023-03678-1](https://doi.org/10.1007/s11274-023-03678-1)

Calbet A., Landry M.R. 2004. Phytoplankton growth, microzooplankton grazing, and carbon cycling in marine systems. *Limnology and Oceanography* 49(1): 51–57. DOI: [10.4319/lo.2004.49.1.0051](https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.1.0051)

Callahan B.J., McMurdie P.J., Rosen M.J. et al. 2016. “DADA2: High-Resolution Sample Inference from Illumina Amplicon Data.” *Nature Methods* 13: 581–583. DOI: [10.1038/nmeth.3869](https://doi.org/10.1038/nmeth.3869)

Casey J.M., Ransome E., Collins A.G. et al. 2021. DNA metabarcoding marker choice skews perception of marine eukaryotic biodiversity. *Environmental DNA* 3(6): 1229–1246. DOI: [10.1002/edn3.245](https://doi.org/10.1002/edn3.245)

Falkowski P.G., Laws E.A., Barber R.T. et al. 2003. Phytoplankton and their role in primary, new, and export production. In: *Ocean biogeochemistry: The role of the ocean carbon cycle in global change*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, pp. 99–121.

Ficetola G.F., Boyer F., Valentini A. et al. 2021. Comparison of markers for the monitoring of freshwater benthic biodiversity through DNA metabarcoding. *Molecular Ecology* 30(13): 3189–3202. DOI: [10.1111/mec.15632](https://doi.org/10.1111/mec.15632)

Firsova A., Galachyants Y., Bessudova A. et al. 2023. Environmental Factors Affecting Distribution and Diversity of Phytoplankton in the Irkutsk Reservoir Ecosystem in June 2023. *Diversity* 15(10): 1–20. DOI: [10.3390/d15101070](https://doi.org/10.3390/d15101070)

Fuhrman J.A. 2009. Microbial community structure and its functional implications. *Nature* 459:193–199. DOI: [10.1038/nature08058](https://doi.org/10.1038/nature08058)

Gelis M.M.N., Canino A., Bouchez A. 2024. Assessing the relevance of DNA metabarcoding compared to morphological identification for lake phytoplankton monitoring. *Science of the Total Environment* 914: 169774. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2023.169774](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169774)

Genomics C.D. 2024. The use and types of alpha-diversity metrics in microbial NGS.

Govindarajan A.F., McCartin L., Adams A. 2022. Improved biodiversity detection using a large-volume environmental DNA sampler with *in situ* filtration and implications for marine eDNA sampling strategies. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 189: 103871. DOI: [10.1016/j.dsr.2022.103871](https://doi.org/10.1016/j.dsr.2022.103871)

Gran-Stadniczeňko S., Šupraha L., Egge E.D. 2017. Haptophyte diversity and vertical distribution explored by 18S and 28S ribosomal RNA gene metabarcoding and scanning electron microscopy. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 64(4): 514–532. DOI: [10.1111/jeu.12388](https://doi.org/10.1111/jeu.12388)

Kezlya E., Tseplik N., Kulikovskiy M. 2023. Genetic Markers for Metabarcoding of Freshwater Microalgae: Review. *Biology* 12: 1038. DOI: [10.3390/biology12071038](https://doi.org/10.3390/biology12071038)

Kolde R. 2019. Pheatmap: Pretty Heatmaps. R Package Version 1.0.12. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=pheatmap>

Mäki A., Salmi P., Mikkonen A. 2017. Sample preservation, DNA or RNA extraction and data analysis for high-throughput phytoplankton community sequencing. *Frontiers in Microbiology* 8: 1848. DOI: [10.3389/fmicb.2017.01848](https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01848)

Mikhailov I.S., Bukin Yu.S., Firsova A.D. 2025. Comparison of Relative and Absolute Abundance and Biomass of Freshwater Phytoplankton Taxa Using Metabarcoding and Microscopy. *Ecology and Evolution* 15(3): 1–24. DOI: [10.1002/ece3.70856](https://doi.org/10.1002/ece3.70856)

Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M. et al. 2019. Vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.5-6. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Prodan A., Tremaroli V., Brolin H. 2020. Comparing bioinformatic pipelines for microbial 16S rRNA amplicon sequencing. *PloS one* 15(1): e0227434. DOI: [10.1371/journal.pone.0227434](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227434)

Schmitz J.E., Rahmann S. 2025. A comprehensive review and evaluation of species richness estimation. *Briefings in Bioinformatics* 26(2): bbaf158. DOI: [10.1093/bib/bbaf158](https://doi.org/10.1093/bib/bbaf158)

Vasselon V., Domaizon I., Rimet F. 2017. Application of high-throughput sequencing (HTS) metabarcoding to diatom biomonitoring: Do DNA extraction methods matter?. *Freshwater Science* 36(1): 162–177. DOI: [10.1086/690649](https://doi.org/10.1086/690649)

Williams P.J.L.B., Thomas D.N., Reynolds C.S. 2008. Phytoplankton productivity: carbon assimilation in marine and freshwater ecosystems. John Wiley & Sons.

Winder M., Sommer U. 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia* 698(1): 5–16. DOI: [10.1007/s10750-012-1149-2](https://doi.org/10.1007/s10750-012-1149-2)

Wisecaver J.H., Hackett J.D. 2011. Dinoflagellate genome evolution. *Annual review of microbiology* 65(1): 369–387. DOI: [10.1146/annurev-micro-090110-102841](https://doi.org/10.1146/annurev-micro-090110-102841)

Zaheer R., Noyes N., Ortega Polo R. 2018. Impact of sequencing depth on the characterization of the microbiome and resistome. *Scientific reports* 8(1): 5890. DOI: [10.1038/s41598-018-24280-8](https://doi.org/10.1038/s41598-018-24280-8)

Zimmermann J., Glöckner G., Jahn R. 2015. Metabarcoding vs. morphological identification to assess diatom diversity in environmental studies. *Molecular ecology resources* 15(3): 526–542. DOI: [10.1111/1755-0998.12336](https://doi.org/10.1111/1755-0998.12336)

Organic matter and nutrients in Lake Glubokoe (Moscow region, Russia)

Original Article

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGYSokolov D.I.¹, Tereshina M.A.¹, Erina O.N.^{1,2,*}, Labutin T.A.¹¹Lomonosov Moscow State University, Leninskie Gory 1, Moscow, 119991, Russia²Shenzhen MSU-BIT University, International University Park Road, 1, Shenzhen, 518172, China

ABSTRACT. According to monitoring data from 2019-2025, the current regime of organic matter and nutrient elements in the water of Lake Glubokoe is assessed. The lake is located in a nature reserve within the Moscow region and can be considered as a natural (background) water body for the region (the maximum nitrogen and phosphorus content is several times lower than in the Mozhaysk Reservoir and dozens of times lower than in Lake Beloe in Moscow). Significant interannual variability in the ecological state of the lake was observed: in years with incomplete spring circulation, intensity of summer anoxia is the strongest, and approximately twice as much mineral nitrogen, phosphorus, and colored iron compounds accumulate at the bottom than in other years. At the same time, no monotonous trend is observed in the regime of nutrient elements throughout the history of research, and no long-term changes occur in the organic matter content since the 1960s, when its content in the lake decreased by about half as a result of reclamation work in the catchment area. This calls into question the existing hypothesis of gradual eutrophication of Lake Glubokoe.

Keywords: Lake Glubokoe, water color, organic matter, phosphorus, nitrogen, silicon

For citation: Sokolov D.I., Tereshina M.A., Erina O.N., Labutin T.A. Organic matter and nutrients in Lake Glubokoe (Moscow region, Russia) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - P. 1227-1248. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1227

1. Introduction

The state of aquatic ecosystems is determined by a combination of natural and anthropogenic factors (Khatri and Tyagi, 2014; Akhtar et al., 2021). With the increasing pace of urbanization and population growth, the negative anthropogenic impact on water bodies is increasing (Chernogayeva et al., 2019; Moiseenko, 2022). When assessing this observed impact and calculating its permissible extent, the concept of background quality of natural waters is widely used (Lepikhin et al., 2017; Lozovik and Galakhina, 2019; Ivanov, 2021). However, in densely populated regions such as the Moscow Region, there are very few water bodies that can be considered as the natural background; even fewer of them are well studied. In this regard, Lake Glubokoe is of great interest.

Lake Glubokoe and its catchment area are located in the Ruza District of the Moscow Region (Fig. 1) within a state nature reserve and experience very low anthropogenic impact by the Moscow Region standards. The shores of Lake Glubokoe are covered with forest and are marshy. The lake is 1.2 km long, 0.85

km wide, with a surface area of 0.6 km², a maximum depth of over 30 meters, and an average depth of 9.3 m (Muravevsky, 1931; Sapelko et al., 2017). The lake was originally thought to be glacial in origin, but in the mid-20th century, a hypothesis of karst origin was proposed (Shcherbakov, 1967), and for a long time, both hypotheses found indirect confirmation and refutation. According to modern research (Sapelko et al., 2017), the lake basin is still of glacial origin and was formed in the Middle Pleistocene, but during the Boreal period it was influenced by karst processes. The lake has no tributaries, and before the land reclamation works of 1963-65, the contribution of atmospheric precipitation to the inflow part of the water balance was estimated at 74% (Shcherbakov, 1967), and after the diversion of marsh water from the catchment area around the lake, it obviously increased even more, although these estimates did not take into account the underground component, which remains virtually unexplored for Lake Glubokoe. The lake is characterized by low water mineralization, a dimictic regime with annual formation of an anoxic zone in the hypolimnion, and low biological productivity (Shcherbakov, 1967).

*Corresponding author.

E-mail address: oxana.erina@geogr.msu.ru (O.N. Erina)

Received: August 10, 2025; **Accepted:** October 25, 2025;

Available online: October 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



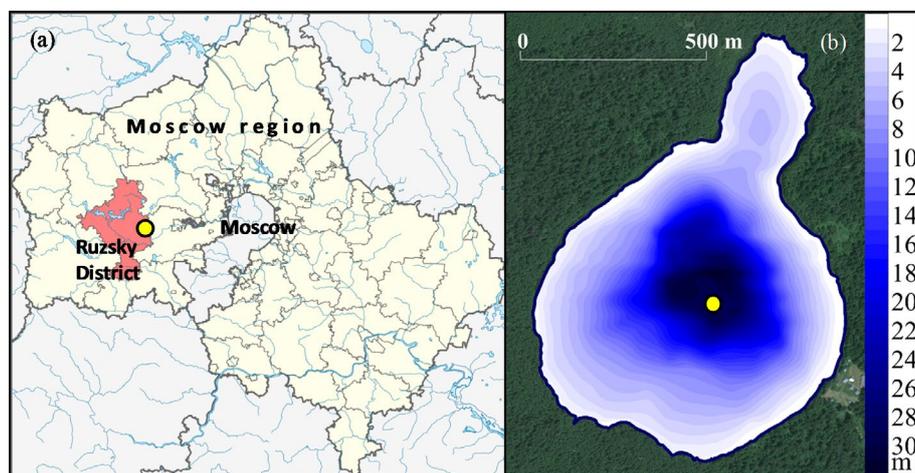


Fig.1. Location of Lake Glubokoe in the Ruza District of the Moscow Region (a) and location of the sampling point on the lake (b).

Research on the lake began at the end of the 19th century and is inextricably linked with the activities of the N.Y. Zograf Hydrobiological Station located on its shore – the first in Russia and the oldest in the world. Currently, the station is a division of the A.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution. The first observations of water chemistry date back to the early 20th century. The results of research conducted on the lake are published in the collection “Proceedings of the Hydrobiological Station on Lake Glubokoe”. However, the vast majority of work on Lake Glubokoe is devoted to studying its hydrobiological regime; the hydrological and hydrochemical regime of the lake has been studied incomparably less.

Since spring 2017, we have been conducting comprehensive studies of the hydrochemical regime of Lake Glubokoe, the first such comprehensive, regular, and long-term studies on the lake. The results of the first years of monitoring provided initial insights into the current regime of organic matter (OM) and nutrient elements (Sokolov et al., 2018; Terechina et al., 2019). However, there was still a clear need to continue regular hydrological and hydrochemical observations to gain a more detailed understanding of its characteristics.

2. Materials and methods

This work is based on data from year-round monitoring conducted between 2019 and 2025. Monitoring was carried out at a vertical location in the central, deepest part of the lake (depth of approximately 30 m) (Fig. 1) once a month (twice a month in the summer of 2019), interrupted only in certain months when access to the lake was impossible due to thin ice (December of all years except 2022; April 2022) or heavy snowfall (January-February 2020), as well as during the height of the COVID-19 pandemic (April-June 2020).

Field work included measuring the vertical distribution of water temperature (T) and the absolute and relative dissolved oxygen content (O_2) using a ProODO probe (YSI, USA) at depths of 0.1, 0.5, 1 m, and every meter thereafter to the bottom. During periods of complete vertical mixing or in the presence of extensive layers with insignificant and uniform vertical gradients of

the measured parameters, the step could be increased to 2-5 m to speed up measurements.

Based on the probing results, depths were designated from which samples were taken with a Rutner bathometer for subsequent hydrochemical analysis. The number of sampling depths varied from 2 during periods of complete vertical circulation (at the surface and at the bottom) to 4-8 during periods of pronounced stratification of the water column (at the surface, at the bottom, at the upper and lower boundaries of the metalimnion, and also episodically at horizons where local extremes of other measured indicators were noted, primarily dissolved oxygen content).

The collected samples were analyzed in the chemical laboratory of the Krasnovidovo Research station of the Faculty of Geography of LMSU. As an indirect indicator of the total OM content, the chemical oxygen demand (COD) was determined using the bichromate oxidation method modified by A.P. Ostapenya (Ostapenya, 1965; PND F 14.1:2:3.100-97) in unfiltered samples, and since 2020 also in samples passed through membrane filters with a pore diameter of 0.45 μm (COD_f), to estimate the proportion of the dissolved fraction of organic matter. The water color (WC) was also determined photometrically at 380 nm in comparison to the Pt-Co scale (PND F 14.1:2:4.207-04).

The content of mineral (TIP) and total (TP) phosphorus, including their dissolved forms in filtered samples (DIP and TDP, respectively), was determined using the Murphy-Reily method modified for seawater (RD 52.10.738-2010; RD 52.10.739-2010), which is more sensitive than the standards for surface and wastewater. The content of total nitrogen (TN) and its dissolved form (TDN) was determined spectrophotometrically in the UV range potassium persulfate digestion in an alkaline medium (Analytical..., 2017). Since spring 2019, the content of nitrite nitrogen (N-NO_2) has been determined using Griess reagent (PND F 14.1:2:4.3-95), and since summer 2019, nitrate (N-NO_3) and ammonium (N-NH_4) nitrogen have also been determined by ion chromatography (PND F 14.1:2:4.132-98; ISO 14911-1998) on a JETchrom chromatograph (Portlab, Russia) using methods modified for greater sensitivity (the detection limit for nitrate nitrogen was 2.2 $\mu\text{g/L}$, for

ammonium nitrogen – 2.3 µg/L). The concentration of silicon (Si) was determined photometrically in the form of yellow molybdonic acid (PND F 14.1:2:4.215-06).

Table 1 provides information on the standard errors of the field instruments and laboratory analysis methods used.

3. Results

3.1. Hydrological conditions, thermal and oxygen regime

The driest year in the Moscow Region during the observation period was 2019, which was characterized by low spring runoff from natural catchments within Central Russia due to the evaporation of a large part of the snow cover, and a dry summer (Sokolov et al., 2025). In the average (by water inflow into the lake) year of 2020, spring runoff was even lower due to winter thaws, but May-July were abnormally rainy. The following four years were wet, especially 2022-23, with high spring runoff, but while the winter of 2020-21 was snowy and cold, all subsequent winters were characterized by frequent thaws. The extremely warm winter of 2024-25, when the snow cover had almost completely melted by January and only returned for a few days in early April, was particularly notable in this regard, and also had extremely low spring runoff (close to that of 2020).

The thermal regime of Lake Glubokoe is described in detail based on research conducted in the first half of the 20th century and is typical for dimictic temperate lakes (Shcherbakov, 1967). The results of our monitoring showed that the main features of this regime have been preserved (including the position of the thermocline, which forms at a depth of 2-4 m and descends to a depth of 8-10 m by the end of the summer), but the duration of summer stratification increased by 1-1.5 months, the maximum heat storage increased by 16% (Sokolov et al., 2022). Overall water temperature and dynamic stability of the water column in the summer period also had a gradual increase, as well as winter water temperatures – due to decreased cooling of the

water column during the autumn circulation period (Terechina, 2025).

During the study period, the lowest whole-lake water temperature was observed in 2019, and the highest in 2021 (Fig. 2); the maximum weighted average water temperature in these years was 13.6 and 16.1 °C, respectively (Terechina, 2025). In the context of this study, an important feature of the lake's thermal regime is incomplete spring circulation, which was observed in certain years according to both previous studies (Shcherbakov, 1967) and our data for 2019 and 2023 (Terechina, 2025).

The oxygen regime of the lake was characterized by oxygen supersaturation of the epilimnion during most of the growing season of each year of observation, the formation of a local minimum of dissolved oxygen content in the metalimnion during summer stratification, and the formation of winter and more extensive and prolonged summer anoxic zones in the deep layers (these zones are shown in red in Fig. 2). These features, as well as the significant interannual variability in their nature and degree of manifestation, are consistent with the detailed description based on observations from 1947-57 (Shcherbakov, 1967).

The maximum intensity of oxygen depletion was observed in years with incomplete spring circulation. In 2019, the anoxic zone existed for about 9 consecutive months (from February to October). Its upper boundary rose above a depth of 15 m in June, in August it merged with the metalimnial minimum, which by that time was also characterized by the absence of oxygen, and by the end of summer it had spread to a depth of 6 m. In 2023, the anoxia that had already formed by January was briefly interrupted in May, and by October the upper boundary of the anoxic zone had risen to 13 m. Oxygen was also completely depleted in September 2023 in the core of the metalimnetic minimum at a depth of 8-9 m. In other years of our observations, winter anoxia was observed for no more than 2 months in a small (1-3 m thick) bottom layer, while summer anoxia lasted 2-4 months and spread from the lake bottom to a depth of 18-20 m by the beginning of autumn turnover.

Table 1. Accuracy of determining field and laboratory indicators

Indicator	Accuracy	Source
Field indicators		
T°C	± 0.2 °C	https://www.ysi.com/proodo
O ₂	± 1% or ± 1% saturation (whichever is greater)	https://www.ysi.com/proodo
Laboratory indicators		
COD	20%	PND F 14.1:2:3.100-97
WC	20%; over 50 true color units (TCU) – 10%	PND F 14.1:2:4.207-04
TIP, DIP	0.1 µg/L + 0.03 × value	RD 52.10.738-2010
TP, TDP	0.16 µg/L + 0.08 × value	RD 52.10.739-2010
TN, TDN	± 4.5%	Analytical..., 2017
N-NO ₂	± 10%	PND F 14.1:2:4.3-95
N-NO ₃ , N-NH ₄	± 13%	PND F 14.1:2:4.132-98
Si	15%; over 1 mg/L – 12%	PND F 14.1:2:4.215-06

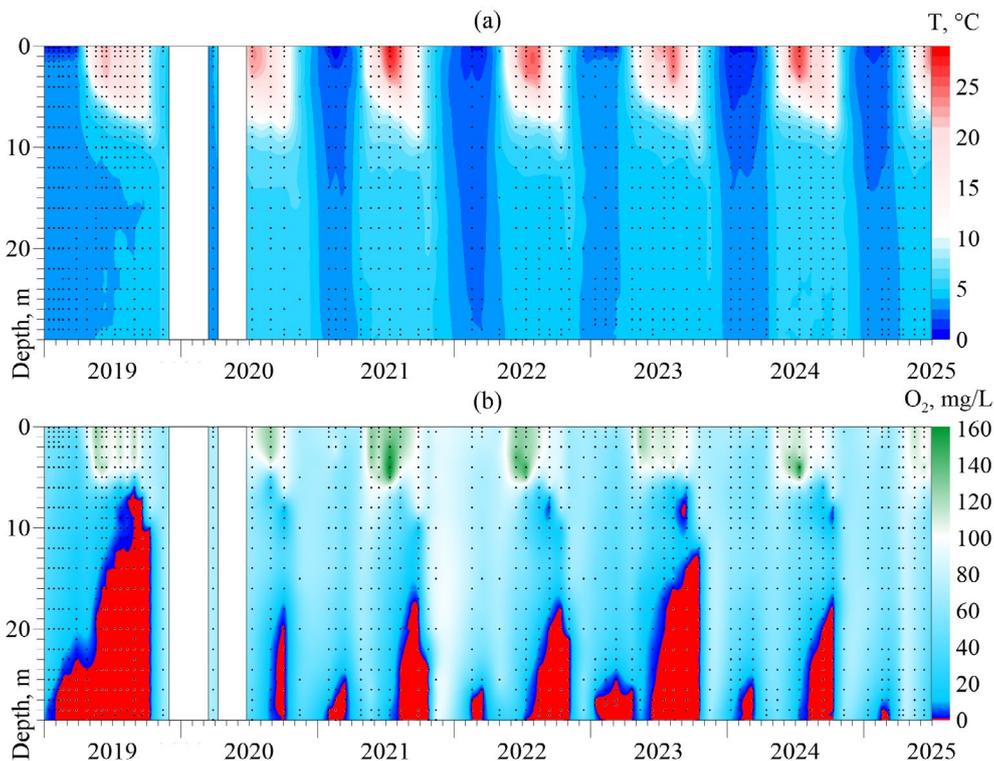


Fig.2. Distribution of water temperature (a) and relative dissolved oxygen content (b) in Lake Glubokoe in 2019-2025 (here and below, dots indicate measurement depths, and white vertical stripes correspond to periods without observations).

These same two years were characterized by the lowest oxygen supersaturation in the epilimnion: while in other years (excluding 2020, but this can be explained by an incomplete series of observations) the maximum dissolved oxygen saturation exceeded 150% (in all cases in mid-July at a depth of 4 m, apparently optimal for photosynthesis), in 2019 and 2023 it only reached 123-124% in May, not exceeding 117-118% during the summer months.

3.2. OM content indicators

The **water color** in Lake Glubokoe in 2019-2025 varied between 10 and 100 TCU (true color units) (Fig. 3). In most of the water column, it ranged from 10 to 30 TCU, reaching a maximum in April-June (in 2020 – until August), and only in 2022 did it fail to exceed 20 TCU. In the bottom horizons during the summer anoxia period, the COD value increased from 15 to 50-100 TCU, with maximum values recorded in August 2019 (80-100 TCU) and October 2023 (about 80 TCU).

The **COD** value, traditionally considered as an indicator of the total OM content, varied between

12 and 25 mgO/L and above in 2019-2025 (Fig. 4). Maximum values (20-25 mgO/L and above) were recorded annually in the surface layer (up to a depth of 8 m), most often in August-September (less often in July and/or October), which corresponds to periods of oxygen supersaturation in the epilimnion. A less noticeable increase to 20-22 mgO/L can also be observed in the upper layers in late spring-early summer (corresponding to periods of increased COD), and an even less pronounced increase is observed near the bottom by the end of winter and sometimes summer stagnation (February-March and August-October, respectively). The fact that organic matter is more abundant in the bottom layer in winter, and in the surface layer in summer, has been noted previously (Shcherbakov, 1967). The proportion of suspended organic matter, estimated by the ratio of COD_F to COD, generally did not exceed 10%. Surface maxima in the second half of summer were accompanied by an increase in the proportion of suspended organic matter to 20-40%, and deeper maxima – to 10-25%, while the increase in organic matter content in April-June was mainly due to the dissolved fraction.

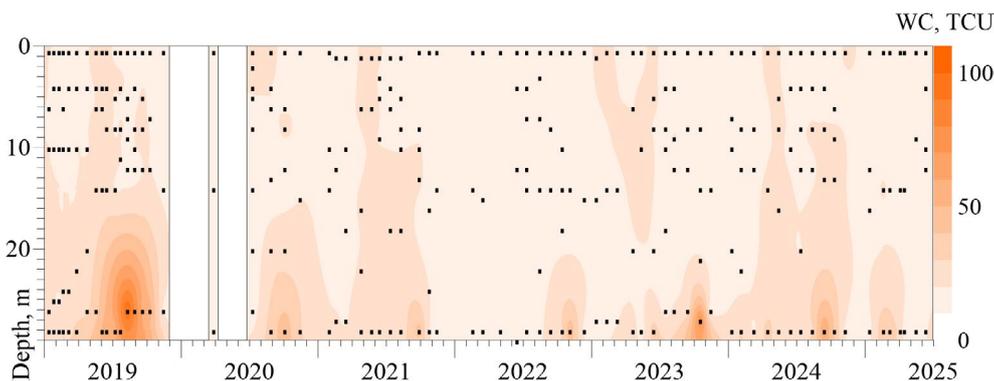


Fig.3. Distribution of water color in Lake Glubokoe in 2019-2025.

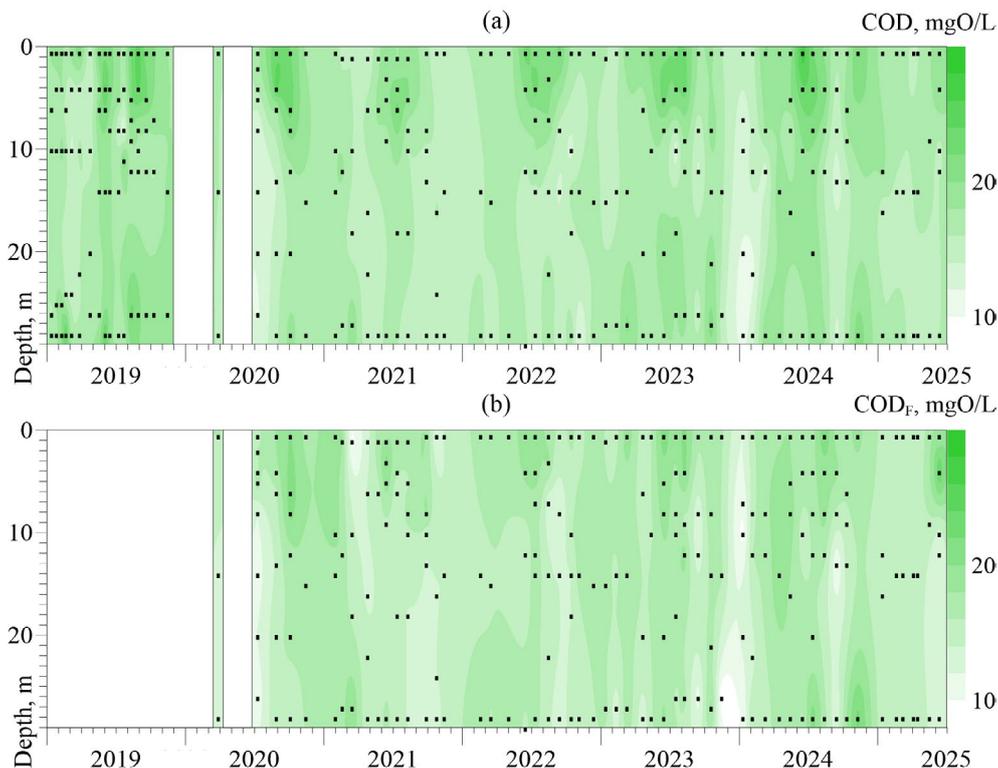


Fig.4. Distribution of COD in Lake Glubokoe in 2019-2025 in unfiltered (a) and filtered (b) samples.

3.3. Nutrient elements

Silicon concentrations in the photic layer ranged from 0.4 to 1.4 mg/L, and in the aphotic layer from 0.7 to 2.0 mg/L (Fig. 5). During the summer stratification period, against the silicon accumulation at the bottom, a clear decrease in its content was observed in the photic layer, reaching its annual minimum.

Mineral **phosphorus** in the main water column was present mainly in dissolved form, its content rarely exceeded 10 $\mu\text{g/L}$, increasing towards winter and decreasing in the epilimnion to 1-3 $\mu\text{g/L}$ from May-June to September-October (Fig. 6). The total phosphorus content in winter reached 30-50 $\mu\text{g/l}$ and above, while in summer it also decreased to 20 $\mu\text{g/l}$ and less in the upper layers, primarily due to the consumption of mineral forms, with a regular increase in the proportion of organic (mainly suspended) phosphorus from 70-75 to 90-95% and more (Fig. 7).

An increase in phosphorus content was observed at the bottom during the summer stratification, usually

reaching a maximum by the end of October. In years with a less developed anoxic zone, the concentrations of mineral and total phosphorus increased to 50-60 and 80-110 $\mu\text{g/L}$, respectively. In 2019 they reached 90 and 100 $\mu\text{g/l}$ already in early July and by October increased to 150 and 180 $\mu\text{g/l}$, respectively, and in October 2023 they amounted to about 100 and over 110 $\mu\text{g/l}$, respectively. During these periods, the proportion of suspended forms at the bottom increased to 50-70% and above, while the proportion of organic phosphorus decreased to 20-30% and below.

The **total nitrogen** content in 2019-2025 in the main water column was 0.4-0.7 mg/L in summer and 0.8-0.9 mg/L and above in winter (Fig. 8). In the bottom layer, the TN content was higher and reached 1.3-1.7 mg/l and above by the end of the summer stagnation period. The proportion of suspended forms was very small and rarely exceeded 20% (mainly at the bottom), but reached 30-40% and above in the upper layers during periods of algal blooms.

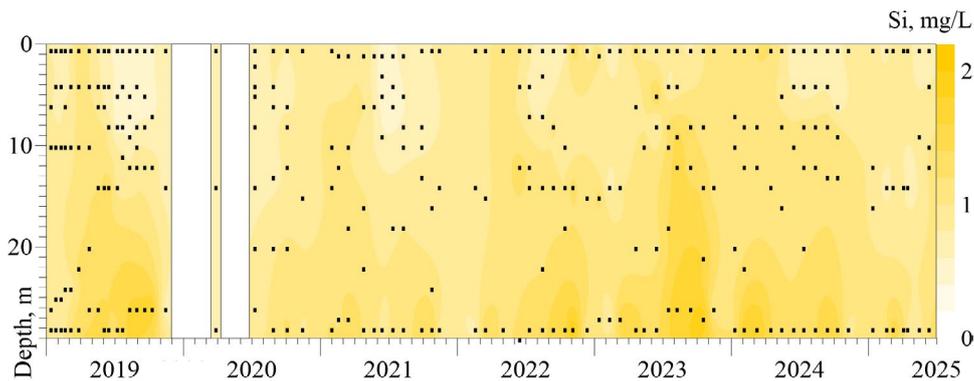


Fig.5. Distribution of silicon in Lake Glubokoe in 2019-2025.

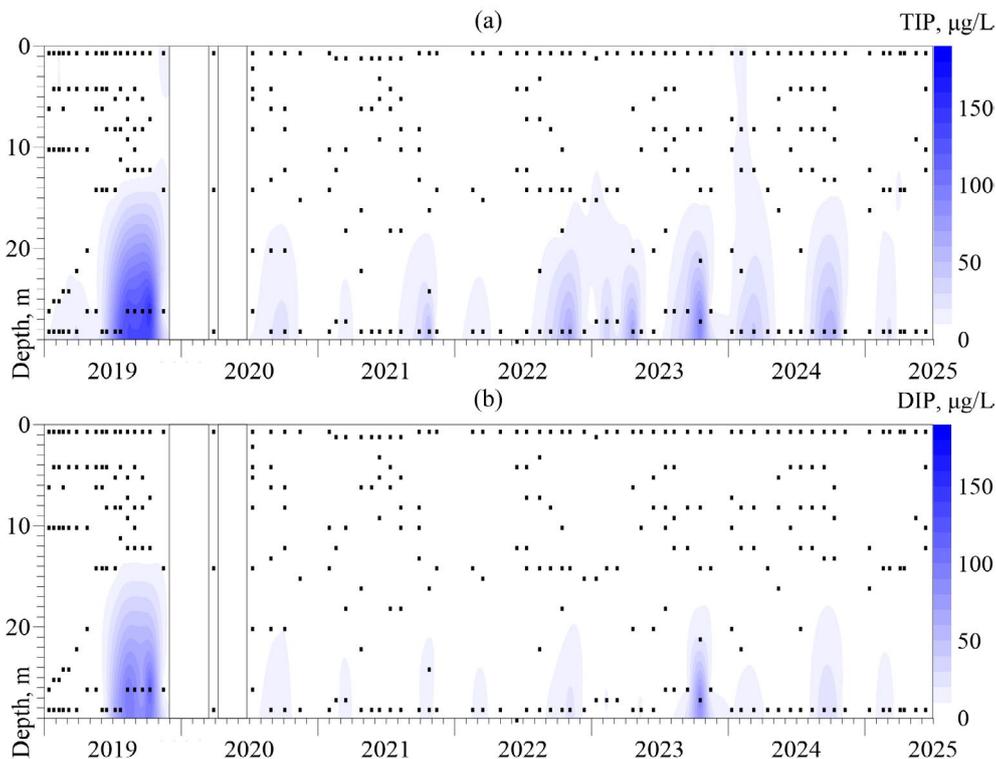


Fig.6. Distribution of mineral phosphorus in Lake Glubokoe in 2019-2025 in unfiltered (a) and filtered (b) samples.

Significant concentrations of **ammonium nitrogen** (up to 0.3-0.5 mg/L and above) and **nitrite nitrogen** (up to 30-50 µg/L and above) were generally observed only in deep layers, reaching maximum values by the end of the winter (February-March) and summer (October) stagnation periods (Fig. 9). The **nitrate nitrogen** content varied from trace amounts to 0.2-0.5 mg/L, increasing in winter throughout the water column, and in summer only in the hypolimnion. In the epilimnion in June-September it decreased to almost

zero, and then during the autumn circulation period it decreased throughout the entire depth of the lake.

4. Discussion

Of the few studies devoted to the regime of organic matter and nutrient elements in Lake Glubokoe, the vast majority are based on observations made over the course of one year (at best, two separate years), one season, or even a single occasion. This applies to

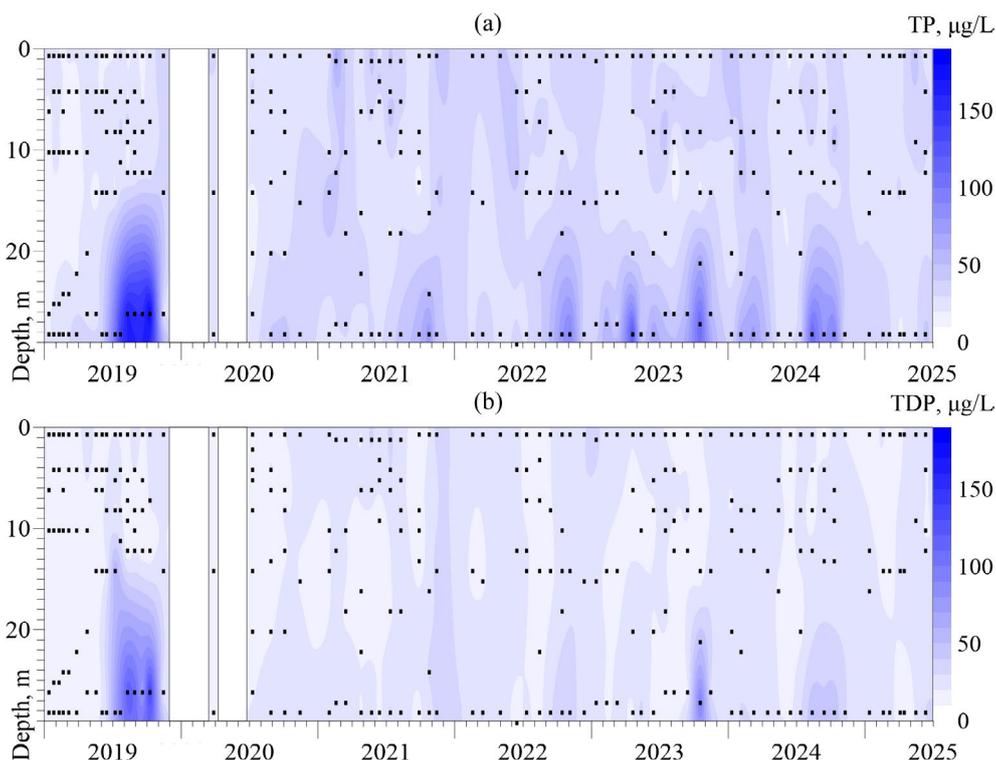


Fig.7. Distribution of total phosphorus in Lake Glubokoe in 2019-2025 in unfiltered (a) and filtered (b) samples.

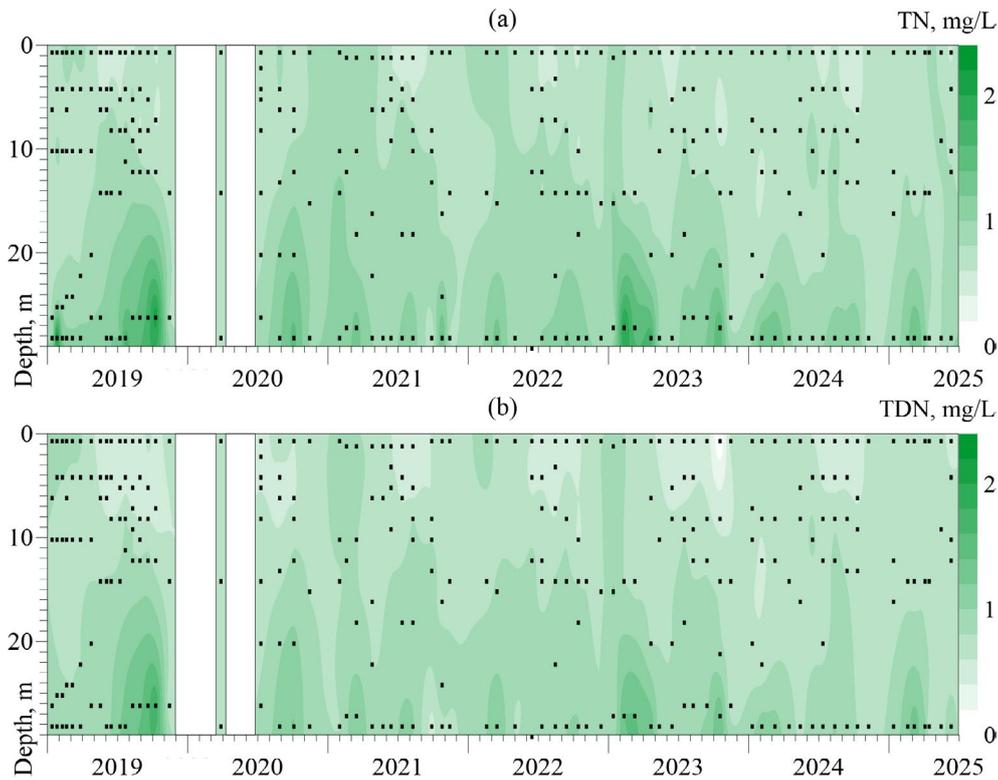


Fig.8. Total nitrogen content in Lake Glubokoe in 2019-2025 in unfiltered (a) and filtered (b) samples.

most studies from the first half of the 20th century, a detailed analysis of which is presented in a monograph (Shcherbakov, 1967), and subsequent individual works (Bikbulatov et al., 1972; Yanin et al., 1986). Only the work (Shaporenko and Shilkrot, 2005) considers the results of three years of observations in all seasons.

It is noteworthy that a similar incompleteness is inherent in the study of phytoplankton dynamics in the lake, although Lake Glubokoe is considered to be a comprehensively studied lake in terms of hydrobiology thanks to more than a century of activity by the N.Y. Zograf Hydrobiological Station, where the development of all Russian algology was based (Smirnov et al., 1997). However, it is noted (Shcherbakov, 1967) that most of the research concerned zooplankton, and the few studies devoted to phytoplankton mainly explored its taxonomic composition (Smirnov et al., 1997; Vasilyeva-Kralina and Tirkaya, 2005). Only two studies (Shcherbakov, 1967; Chekryzheva, 1983) provide a clear picture of the seasonal change in the dominant phytoplankton groups. In spring and autumn, diatoms (Shcherbakov, 1967) or cryptophytes and dinoflagellates (Chekryzheva, 1983), as well as chrysophytes, dominate in Lake Glubokoe, in summer – cyanobacteria, and in some years dinoflagellates or chrysophytes dominate (Shcherbakov, 1967), with the participation of green algae and cryptophytes (Chekryzheva, 1983).

At the same time, phytoplankton regime is one of the key factors in the cycle of nutrient elements and organic matter, since algal blooms are the main source of autochthonous organic matter in the lake and the reason for the transition of nutrient elements from a dissolved mineral form to a suspended organic form in phytoplankton cells. Diatoms also actively consume mineral silicon in the spring during the period of their

dominance, causing its low content in the epilimnion until the end of summer.

Based on the results of our six-year monitoring, the most striking feature are the marked interannual differences in the seasonal dynamics of most parameters. These differences are clearly linked to another key factor determining the hydroecological status of water bodies – the nature and intensity of oxygen depletion (its timing, duration, and spatial extent). The latter, in turn, are determined by the thermodynamic regime and the degree of oxygen saturation in the lake water during spring circulation (Shcherbakov, 1967; Shaporenko and Shilkrot, 2005).

In 2019 and 2023, when incomplete spring circulation led to the formation of the most extensive and long-lasting zone of anoxia, maximum values of water color, concentrations of mineral and total phosphorus, total and ammonium nitrogen were 2-3 times higher than the maximums of other years. Almost all previous studies of water color, including the first years of our monitoring (Shcherbakov, 1967; Bikbulatov et al., 1972; Shaporenko and Shilkrot, 2005; Sokolov et al., 2018), point to an increase in water color in the bottom layer under anaerobic conditions. This effect, well known to us from many years of observations at the Mozhaysk Reservoir (Sokolov, 2013), is associated with the release of colloidal iron hydrate from bottom sediments and its subsequent conversion in the presence of hydrogen sulfide into a more soluble dark-colored iron sulfide (Shcherbakov, 1967). We did indeed detect the smell of hydrogen sulfide in bottom samples during periods of anoxia.

It should be noted that before the implementation of land reclamation measures in the lake's catchment area in the 1960s, much more allochthonous

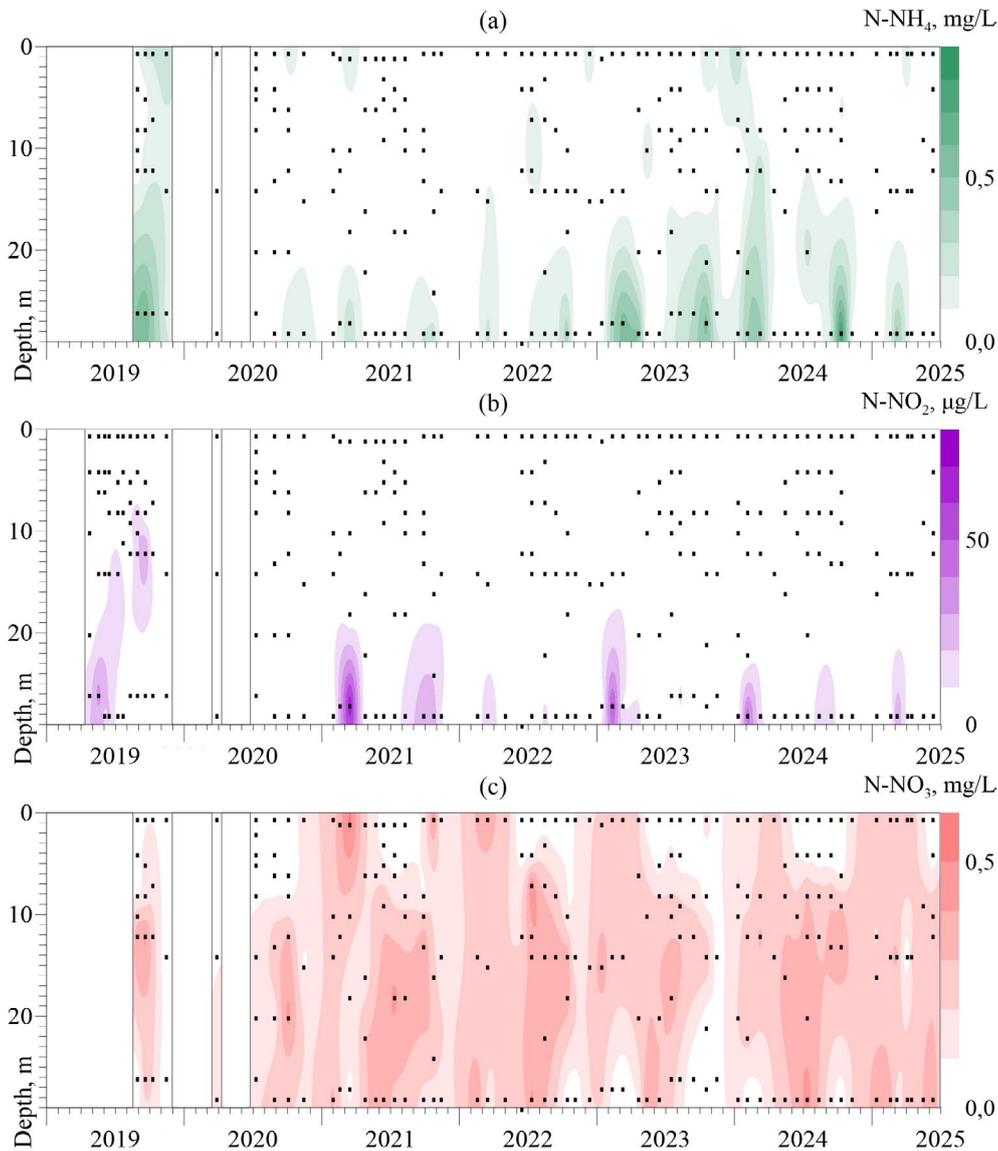


Fig.9. Content of mineral forms of nitrogen in Lake Glubokoe in 2019-2025: N-NH₄ (a), N-NO₂ (b), N-NO₃ (c).

humic substances flowed into the lake from its marshy and forested shores, so the first studies of the lake noted a characteristic dark brown tint of the water, and the WC value reached 170 TCU and above, and at the end of stratification reached 250 TCU (Shcherbakov, 1967). The COD value in the water of Lake Glubokoe before reclamation works was also almost twice as high, at 32-40 mgO/L (Shcherbakov, 1967).

The marshy and forested catchment area of Lake Glubokoe serves as a geochemical barrier to the entry of nutrient elements into the lake (Shaporenko and Shilkrot, 2005), which is why the lake water has a relatively low content of these substances. Therefore, as in the case of water color, the increase in the content of nutrient elements at the bottom of Lake Glubokoe is associated not with external but with internal loading, when anaerobic conditions contribute to the reduction of mineral (primarily ammonium) nitrogen and phosphorus from bottom sediments (Soranno et al., 1997; Wilhelm and Adrian, 2008; North et al., 2014). The increase in phosphorus content at the bottom may also be facilitated by the reduction of phosphorus-containing organic compounds with the participation of bacteria (Erina et al., 2019).

A retrospective analysis of the literature shows no reliable long-term trend. In 1932-33 (Shcherbakov, 1967), the mineral phosphorus and total nitrogen content was comparable to all years of our monitoring, except for 2019 and 2023. In the summer of 1983 (Yanin et al., 1986), the maximum mineral phosphorus content at the bottom exceeded 150 µg/L, as in 2019. In 2001-2003 (Shaporenko and Shilkrot, 2005), the content of total phosphorus and total nitrogen was apparently about twice as high as shown in our data, although the article is not without contradictions: the ranges of variability in total phosphorus and nitrogen concentrations in the table and in the text differ (the phosphorus content at the surface given in the table is three times lower than that indicated in the text and fully corresponds to the current state; however, the maximum nitrogen concentrations in the text are almost twice as high as in the table, and thus exceed modern levels by more than three times). In the early years of our monitoring (Terechina et al., 2019), as in the 1930s, phosphorus and nitrogen concentrations were comparable to those in years with more favorable oxygen conditions.

Mineral nitrogen compounds are genetically linked, and their biochemical transformation is caused by both active consumption by phytoplankton and alternating aerobic and anaerobic conditions. The rather scarce information in the literature on the content of these forms in the water of Lake Glubokoe does not allow for a reliable assessment of the long-term dynamics of these indicators, but in general, the reported concentration ranges are consistent with modern ones (Yanin et al., 1986; Shaporenko and Shilkrot, 2005). It should be noted that in the work (Yanin et al., 1986), nitrites are mistakenly referred to as nitrates, so that only by the described nature of the vertical distribution can these two forms of mineral nitrogen be distinguished with some certainty.

The interdependence of physical, chemical, and biological parameters underscores the importance of comprehensive hydroecological studies, while significant interannual variability demonstrates the possible unrepresentativeness of individual studies and the need for regular long-term observations. These considerations also suggest caution when comparing the results of studies that differ in design, methodology, spatial and temporal coverage, and even more so when drawing conclusions about long-term changes in the state of the lake ecosystem based on them.

As an example, we can cite the conclusions about the increase in the trophic level of the lake (Chekryzheva, 1983), which were made on the basis of a comparison of data from a single year of her own observations (the ice-free period of 1977) with the equally scarce and heterogeneous data from studies conducted in previous years. The authors of comprehensive studies conducted in 2001-2003 (Shaporenko and Shilkrot, 2005) came to a similar conclusion; however, as shown above, their results significantly deviate from the available hydrochemical observations. According to some authors, the lake has even transitioned from a mesotrophic to a slightly eutrophic state (Vasilyeva-Kralina and Tirskaaya, 2005). At the same time, Shcherbakov (1967) concluded that in low-productivity years, Lake Glubokoe has mesotrophic characteristics, while in years of increased productivity, it is comparable to eutrophic lakes.

As mentioned above, Lake Glubokoe and its catchment area experience minimal anthropogenic impact, especially by the standards of the Moscow Region, which allows this lake to be considered a background water body. For comparison, it is appropriate to mention Lake Beloe, which belongs to the Kosino Lakes system: it is similar to Lake Glubokoe in its depth (its maximum depth is 16 m), its rounded cone-shaped basin of glacial origin, dimictic regime, annual formation of an anoxic zone (extensive in both summer and winter), incomplete spring circulation in some years, and more than a century of research thanks to the activities of the Kosino Biological Station (Shirokova and Ozerova, 2019). However, Lake Beloe is located within the boundaries of Moscow, has been experiencing significant anthropogenic influence for many decades, and is highly eutrophic. It is also interesting to compare Lake Glubokoe with the Mozhaysk Reservoir, which

is located in similar landscape conditions (wooded and marshy catchment area, relatively low anthropogenic load for the region), is also relatively deep (up to 22 m), dimictic, with annual summer anoxia and is a mesotrophic-eutrophic reservoir, differing from Lake Glubokoe and Kosino Lakes primarily in the high role of river flow and its regulation. The reservoir has also been studied in detail since its creation, mainly by staff of the Department of Land Hydrology at LMSU (Hydroecological..., 2015). Since 2016, we have been conducting monitoring at the Mozhaysk Reservoir (Erina et al., 2020) and since 2021 at the Kosino Lakes (Terechina et al., 2023), using methods similar to those used for observations at Lake Glubokoe.

In the surface layers of the Mozhaysk Reservoir, the mineral phosphorus content is on average 4 times higher than in Lake Glubokoe (which can be explained by the river feeding the reservoir), and in Lake Beloe it is 2-3 times higher; the total phosphorus content in both water bodies is 2-3 times higher than in Lake Glubokoe. The average concentrations of total and ammonium nitrogen in the surface layer of the Mozhaysk Reservoir slightly exceed those in Lake Glubokoe, however, in Lake Beloe, total nitrogen is 2-3 times higher, and ammonium nitrogen is 10 times higher, apparently due to anthropogenic pollution.

The differences in the content of nutrient elements in the bottom layers of those lakes are much more pronounced, although the mechanisms and conditions for increasing their concentrations (recovery from bottom sediments under anaerobic conditions) are similar in all of them. In the Mozhaysk Reservoir, the phosphorus content is on average 5 times higher than in Lake Glubokoe under conditions of acute anoxia in 2019 and 2023, and 10 times higher compared to other years, total nitrogen is 2 and 3 times higher, respectively, ammonium nitrogen is 1.5 and 2 times higher, respectively. As for Lake Beloe, the phosphorus content at the bottom is 10-20 times higher than that observed in Lake Glubokoe in 2019 and 2023, and up to 30 times higher in other years; total nitrogen – approximately 10 and 20 times higher, respectively, ammonium nitrogen – 20-30 and almost 50 times higher.

5. Conclusions

Continuation of long-term research on Lake Glubokoe has made it possible to expand and refine our understanding of its current hydrochemical regime. A comparison of the long-term data series obtained with the materials from the first years of monitoring and literature data clearly shows that comprehensive and long-term monitoring covering years with different environmental conditions is necessary for a deep and correct understanding of the patterns of the ecological state of the lake.

The key factors determining the significant interannual variability of the hydroecological regime of Lake Glubokoe are, first of all, thermodynamic conditions (in years with incomplete spring circulation, the most acute and prolonged oxygen-depleted conditions are formed, which leads to approximately twice as intense

reduction of colored iron compounds, mineral forms of phosphorus and nitrogen from bottom sediments compared to other years), and to a lesser extent, differences in the biological productivity of specific years, which can reach several orders of magnitude.

A comparison with literature data shows the absence of any pronounced long-term trend in phosphorus and nitrogen content throughout the 20th and 21st centuries and the unreliability of assessments of the lake's hydroecological status based on data from short-term and, even more so, one-off observations. Conclusions about a targeted change in the trophic status of Lake Glubokoe and its gradual eutrophication, made by some authors based on the results of studies in individual years, are not confirmed by long-term monitoring data.

Acknowledgements

Field campaigns and laboratory analyses were carried out with the support of Lomonosov Moscow State University (LMSU) Program of Development, Project No 23-SCH07-67. Interpretation of results was supported by state research assignment of Department of Hydrology of the LMSU Faculty of Geography (project no. 121051400038-1).

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Akhtar N., Syakir Ishak M.I., Bhawani S.A. et al. 2021. Various natural and anthropogenic factors responsible for water quality degradation: a review. *Water* 13(19): 2660. DOI: [10.3390/w13192660](https://doi.org/10.3390/w13192660)
- Analytical, kinetic, and computational methods in hydrochemical practice. 2017. In: Lozovik P.A., Efrementko N.A. (Eds.). St. Petersburg: Nestor-Istoriya. (in Russian)
- Bikbulatov E.S., Skopintsev B.A., Bikbulatova E.M. 1972. Gross organic carbon in the waters of some reservoirs in the Moscow and Yaroslavl regions. *Biologiya vnutrennikh vod. Informatsionnyy byulleten'* [Biology of inland waters. Information bulletin] 14: 55–58. (in Russian)
- Chekryzheva T.A. 1983. Phytoplankton of Lake Glubokoye. In: *Biocenozy mezotrofnogo ozera Glubokogo* [Biocenoses of the mesotrophic Lake Glubokoe]. Moscow, pp. 121–138. (in Russian)
- Chernogayeva G.M., Zhadanovskaya E.A., Zhuravleva L.R. et al. 2019. Environmental pollution in Russian regions at the beginning of the 21st century. Moscow: POLIGRAF-PLUS LLC. (in Russian)
- Erina O.N., Efimova L.E., Sokolov D.I. et al. 2019. Seasonal changes in the content of biogenic elements in the Mozhaisk Reservoir (based on 2018 data). In: *Ozera Evrazii: problemy i puti ih resheniya* [Lakes of Eurasia: Problems and Solutions] 2, pp. 78–83. (in Russian)
- Erina O.N., Tereshina M.A., Efimova L.E. et al. 2020. Current regime of biogenic substances in the Mozhaisk Reservoir. *Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya 5: Geografiya* [Bulletin of Moscow University. Series 5: Geography] 3: 81–90. (in Russian)
- Hydroecological regime of reservoirs in the Moscow region (observations, diagnosis, forecast). 2015. In: Edelman K.K. (Ed.). Moscow: Pero. (in Russian)
- ISO 14911-1998. 1998. Water quality. Determination of dissolved Li^+ , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mn^{2+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} and Ba^{2+} using ion chromatography. Method for water and waste water.
- Ivanov D.V. 2021. Background levels of pollutants as a measure of environmental quality standards (review) *Rossiiskij zhurnal prikladnoj ekologii* [Russian Journal of Applied Ecology] 4(28): 55–66. DOI: [10.24852/2411-7374.2021.4.55.66](https://doi.org/10.24852/2411-7374.2021.4.55.66) (in Russian)
- Khatri N., Tyagi S. 2014. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science* 8(1): 23–39. DOI: [10.1080/21553769.2014.933716](https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716)
- Lepikhin A.P., Voznyak A.A., Tiunov A.A. et al. 2017. On the problem of the correctness of calculation methods and the specification of initial hydrological and hydrochemical information in the regulation of anthropogenic impacts on water bodies. *Vodnoe hozyajstvo Rossii: problemy, tekhnologii, upravlenie* [Water Management in Russia: Problems, Technologies, Management] 1: 58–77. DOI: [10.35567/1999-4508-2017-1-5](https://doi.org/10.35567/1999-4508-2017-1-5) (in Russian)
- Lozovik P.A., Galakhina N.E. 2019. Assessment of water body pollution and regulation of permissible anthropogenic load on them. *Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya 5: Geografiya* [Bulletin of Moscow University. Series 5: Geography] 6: 133–137. (in Russian)
- Moiseenko T.I. 2022. Surface water under growing anthropogenic loads: from global perspectives to regional implications. *Water* 14(22): 3730. DOI: [10.3390/w14223730](https://doi.org/10.3390/w14223730)
- Muravevsky S.D. 1931. Morphometry of Deep Lake. *Trudy Limnologicheskoy stantsii v Kosino* [Proceedings of the Limnological Station in Kosino] 13–14: 29–46. (in Russian)
- North R.P., North R.L., Livingstone D.M. et al. 2014. Long-term changes in hypoxia and soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of a large temperate lake: consequences of a climate regime shift. *Global change biology* 20(3): 811–823. DOI: [10.1111/gcb.12371](https://doi.org/10.1111/gcb.12371)
- Ostapenya A.P. 1965. Completeness of oxidation of organic matter of aquatic invertebrates by the bichromate oxidation method. *Doklady Akademii nauk BSSR* [Reports of the Academy of Sciences of the Byelorussian SSR] 9(4): 273–276. (in Russian)
- PND F 14.1:2:3.100-97. 2016. Quantitative chemical analysis of water. Methodology for measuring chemical oxygen demand in samples of natural and treated wastewater using the titrimetric method. (in Russian)
- PND F 14.1:2:4.132-98. 2008. Quantitative chemical analysis of water. Method for measuring the mass concentration of anions: nitrite, nitrate, chloride, fluoride, sulfate, and phosphate in samples of natural, drinking, and wastewater using ion chromatography. (in Russian)
- PND F 14.1:2:4.207-04. 2004. Quantitative chemical analysis of water. Method for measuring the color of drinking, natural, and wastewater using a photometric method. (in Russian)
- PND F 14.1:2:4.215-06. 2011. Quantitative chemical analysis of water. Method for measuring the mass concentration of silicic acid (in terms of silicon) in drinking, surface, and wastewater using a photometric method in the form of yellow silicomolybdenum heteropolyacid. (in Russian)
- PND F 14.1:2:4.3-95. 2011. Quantitative chemical analysis of water. Method for measuring the mass concentration of nitrite ions in drinking, surface, and wastewater using a photometric method with Griss's reagent. (in Russian)
- RD 52.10.738-2010. 2010. Mass concentration of phosphates in seawater. Method for measuring by photometric method. (in Russian)
- RD 52.10.739-2010. 2010. Mass concentration of total phosphorus in seawater. Method for measuring by photo-

metric method after oxidation with potassium persulfate. (in Russian)

Sapelko T.V., Guzivaty V.V., Kuznetsov D.D. 2017. Comprehensive paleolimnological studies on Lake Glubokoye. *Trudy Gidrobiologicheskoy stantsii na Glubokom ozere* [Proceedings of the Hydrobiological Station on Lake Glubokoe] 11: 139–148. (in Russian)

Shaporenko S.I., Shilkrot G.S. 2005. Long-term variability of hydrochemical parameters of Lake Glubokoye. *Trudy Gidrobiologicheskoy stantsii na Glubokom ozere* [Proceedings of the Hydrobiological Station on Lake Glubokoe] 9: 24–48. (in Russian)

Shcherbakov A.P. 1967. *Lake Glubokoe*. Moscow: Nauka. (in Russian)

Shirokova V.A., Ozerova N.A. 2019. The Kosino Lakes as the cradle of Russian limnology: the history of the Kosino Biological Station and the Kosino Reserve. *Voprosy istorii estestvoznaniya i tekhniki* [Questions of the History of Natural Science and Technology] 40(2): 233–253. DOI: [10.31857/S020596060004936-1](https://doi.org/10.31857/S020596060004936-1) (in Russian)

Smirnov A.N., Gololobova M.A., Belyakova G.A. 1997. Algae of Lake Glubokoye. *Trudy Gidrobiologicheskoy stantsii na Glubokom ozere* [Proceedings of the Hydrobiological Station on Lake Glubokoe] 7: 91–127. (in Russian)

Sokolov D.I. 2013. Changes in the oxidizability and color of water under the influence of a reservoir. *Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya 5: Geografiya* [Bulletin of Moscow University. Series 5: Geography] 6: 9–15. (in Russian)

Sokolov D.I., Erina O.N., Tereshina M.A. 2022. The modern thermal regime of Lake Glubokoye: results of four years of research. *Trudy Gidrobiologicheskoy stantsii na Glubokom ozere* [Proceedings of the Hydrobiological Station on Lake Glubokoe] 12: 47–63. (in Russian)

Sokolov D.I., Erina O.N., Tereshina M.A. 2025. Current regime of biogenic and organic matter inflow into the Mozhaisk Reservoir. In: *Ozera Evrazii: problemy i puti ih resheniya* [Lakes of Eurasia: Problems and Solutions], pp. 504–509. (in Russian)

Sokolov D.I., Erina O.N., Tereshina M.A. et al. 2018. The modern hydroecological regime of Lake Glubokoye. In: *Gidrometeorologiya i ekologiya: dostizheniya i perspektivy razvitiya* [Hydrometeorology and ecology: achievements and development prospects], pp. 590–593. (in Russian)

Soranno P.A., Carpenter S.R., Lathrop R.C. 1997. Internal phosphorus loading in Lake Mendota: response to external loads and weather. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54(8): 1883–1893. DOI: [10.1139/f97-095](https://doi.org/10.1139/f97-095)

Terechina M.A. 2025. Water and thermal regime of water bodies in the Moscow region under conditions of climate change. *Cand. Sc. Dissertation*, Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia. (in Russian)

Terechina M.A., Erina O.N., Vilimovich E.A. et al. 2019. Regime of biogenic and organic substances in Lake Glubokoye. In: *Sovremennyye problemy vodokhranilishch i ikh vodosborov* [Modern problems of reservoirs and their catchments] 3, pp. 222–226. (in Russian)

Terechina M.A., Sokolov D.I., Erina O.N. et al. 2023. Features of the modern hydroecological regime of the Kosinsky Lakes. In: *Vodnye resursy v usloviyah global'nyh vyzovov: ekologicheskie problemy, upravlenie, monitoring* [Water resources in the context of global challenges: environmental problems, management, monitoring] 1, pp. 175–179. (in Russian)

Vasilyeva-Kralina I.I., Tirskaya I.B. 2005. Phytoplankton, epiphytes, and epizoites of Lake Glubokoe. *Trudy Gidrobiologicheskoy stantsii na Glubokom ozere* [Proceedings of the Hydrobiological Station on Lake Glubokoe] 9: 73–139. (in Russian)

Wilhelm S., Adrian R. 2008. Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. *Freshwater Biology* 53(2): 226–237.

Yanin E.P., Kashina L.I., Sayet Yu.E. 1986. Hydrochemistry of Lake Glubokoe. *Hydrobiologia* 141: 11–23.

Органическое вещество и биогенные элементы в воде озера Глубокого (Московская область)



Соколов Д.И.¹, Терешина М.А.¹, Ерина О.Н.^{1,2,*}, Лабутин Т.А.¹

¹ МГУ имени М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 1119991, Россия

² Университет МГУ-ППИ в Шэньчжэне, Гоцзидасюеюань, 1, Шэньчжэнь, 518172, Китай

АННОТАЦИЯ. По данным мониторинга 2019-2025 гг. рассмотрен современный режим показателей содержания органических и биогенных веществ в воде озера Глубокого, которое расположено в природном заказнике Московской области и может рассматриваться как фоновый водоем (получено, что максимальное содержание азота и фосфора в нем в разы ниже, чем в Можайском водохранилище, и в десятки раз ниже, чем в московском озере Белом). Показана существенная межгодовая изменчивость гидроэкологического состояния озера (в годы с неполной весенней циркуляцией летом развивается наиболее острая аноксия, и у дна накапливается примерно вдвое больше минерального азота, фосфора и окрашенных соединений железа, чем в остальные годы) при отсутствии направленного тренда в режиме биогенных веществ за всю историю исследований, а органических – с 1960-х гг., когда в результате мелиоративных работ на водосборе их содержание в озере снизилось примерно вдвое. Это ставит под сомнение существующую гипотезу о постепенном эвтрофировании озера Глубокого.

Ключевые слова: озеро Глубокое, цветность, органическое вещество, фосфор, азот, кремний

Для цитирования: Соколов Д.И., Терешина М.А., Ерина О.Н., Лабутин Т.А. Органическое вещество и биогенные элементы в воде озера Глубокого (Московская область) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 5. - С. 1227-1248. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-5-1227

1. Введение

Состояние водных экосистем определяется сочетанием многообразия природных и антропогенных факторов (Khatri and Tuagi, 2014; Akhtar et al., 2021). В условиях нарастающих темпов урбанизации и роста населения негативное антропогенное воздействие на водные объекты увеличивается (Черногаева и др., 2019; Moiseenko, 2022). При оценке этого воздействия, как наблюдаемого, так и допустимого, широко используется понятие о фоновом качестве природных вод (Лепихин и др., 2017; Лозовик и Галахина, 2019; Иванов, 2021). Однако в густонаселенных регионах, таких как Московская область, очень мало водоемов, которые можно рассматривать как фоновые; тем более мало среди них хорошо изученных. В этом отношении большой интерес представляет озеро Глубокое.

Озеро Глубокое и его водосбор расположены в Рузском районе Московской области (Рис. 1) на территории государственного природного заказника и испытывают очень низкое по меркам Московской области антропогенное влияние. Берега Глубокого

озера покрыты лесом, заболочены. Длина озера составляет 1,2 км, ширина – 0,85 км, площадь зеркала – 0,6 км², максимальная глубина – более 30 метров, средняя – 9,3 м (Муравейский, 1931; Сапелко и др., 2017). По происхождению озеро изначально относили к ледниковым, однако в середине XX века возникла гипотеза карстового происхождения (Щербаков, 1967), и долгое время обе гипотезы находили косвенные подтверждения и опровержения. По данным современных исследований (Сапелко и др., 2017) котловина озера изначально всё же имеет ледниковое происхождение и образовалась в среднем плейстоцене, однако в бореальный период на нее оказали влияние карстовые процессы. Озеро не имеет притоков, и до мелиоративных работ 1963-65 гг. вклад атмосферных осадков в приходную часть водного баланса оценивался в 74% (Щербаков, 1967), а после отведения стока болотных вод с водосбора в обход озера, очевидно, еще более возрос, хотя эти оценки не учитывали подземной составляющей, которая для озера Глубокого остается практически неизученной. Озеро характеризуется малой минерализа-

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: oxana.erina@geogr.msu.ru (О.Н. Ерина)

Поступила: 10 августа 2025; **Принята:** 25 октября 2025;
Опубликована online: 31 октября 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



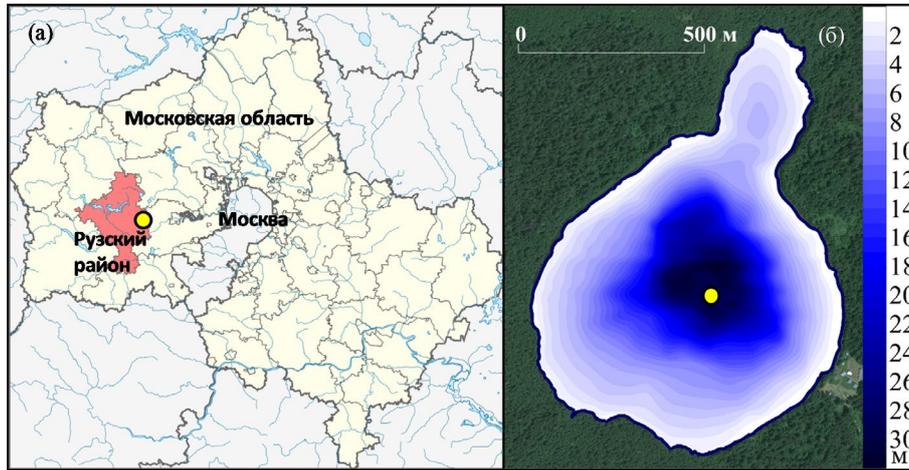


Рис.1. Схема расположения озера Глубокого в Рузском районе Московской области РФ (а) и рейдовой вертикали на акватории озера (б).

цией воды, димиктическим режимом с ежегодным формированием аноксидной зоны в гипolimнионе и невысокой биологической продуктивностью (Щербаков, 1967).

Исследования озера начались в конце XIX в. и неразрывно связаны с деятельностью расположенной на его берегу гидробиологической станции имени Н.Ю. Зографа – первой в России и старейшей из действующих в мире. В настоящее время станция является подразделением Института экологии и эволюции имени А.Н. Северцова. Первые наблюдения за гидрохимическими показателями датируются началом XX в. Результаты проводимых на озере исследований публикуются в сборниках «Трудов гидробиологической станции на Глубоком озере». Однако подавляющая часть работ на озере Глубоком посвящена исследованию его гидробиологического режима; гидрологический и гидрохимический режим озера изучен несоизмеримо хуже.

С весны 2017 г. по настоящее время мы проводим комплексные исследования гидрохимического режима Глубокого озера, впервые столь комплексные, регулярные и продолжительные. По результатам первых лет мониторинга были получены первые представления о современном режиме содержания органических (ОВ) и биогенных веществ (Соколов и др., 2018; Терешина и др., 2019). Однако оставалась очевидной необходимость продолжения регулярных гидролого-гидрохимических наблюдений для более детального понимания его особенностей.

2. Материалы и методы

Настоящая работа основана на материалах круглогодичного мониторинга в период 2019-2025 гг. Мониторинг проводился на рейдовой вертикали в центральной, самой глубоководной (около 30 м) части озера (Рис. 1) с частотой раз в месяц (летом 2019 г. – дважды в месяц), прерываясь лишь в отдельные месяцы, когда доступ к озеру был невозможен из-за тонкого льда (декабрь всех лет, кроме 2022 г.; апрель 2022 г.) или снегопадов (январь-февраль 2020 г.), а также в разгар пандемии COVID-19 (апрель-июнь 2020 г.).

Полевые работы включали измерение вертикального распределения температуры воды T , абсолютного и относительного содержания растворенного кислорода O_2 при помощи зонда ProODO (YSI, США) на горизонтах 0,1, 0,5, 1 м и далее каждый метр до дна (в периоды полного вертикального перемешивания или при наличии обширных слоев с незначительными и равномерными вертикальными градиентами измеряемых показателей шаг могли увеличивать до 2-5 м для ускорения измерений).

По результатам зондирования назначали горизонты, с которых батометром Рутнера отбирали пробы для последующего гидрохимического анализа. Число горизонтов изменялось от 2 в периоды полной вертикальной циркуляции (у поверхности и у дна) до 4-8 при выраженной стратификации водной толщи (у поверхности, у дна, на верхней и нижней границе металимниона, а также эпизодически на горизонтах, где отмечали локальные экстремумы других измеряемых показателей, прежде всего содержания растворенного кислорода).

Отобранные пробы анализировали в химической лаборатории Красновидовской учебно-научной базы географического факультета МГУ. В качестве косвенного показателя общего содержания ОВ определяли величину химического потребления кислорода (ХПК), определяемую методом бихроматного окисления в модификации А.П. Остапени (Остапеня, 1965; ПНД Ф 14.1.2:3.100-97), в нефитрованных пробах, а с 2020 г. также в пробах, пропущенных через мембранные фильтры диаметром пор 0,45 мкм (ХПК_ф), для оценки доли растворенной фракции ОВ. Также определяли цветность воды (ЦВ) фотометрически (ПНД Ф 14.1.2:4.207-04).

Содержание минерального (ТР) и валового (ТР) фосфора, в том числе их растворенных форм в фильтрованных пробах (DIP и TDP соответственно), определяли методом Морфи-Райли в модификации для морских вод (РД 52.10.738-2010; РД 52.10.739-2010), обладающей большей чувствительностью по сравнению со стандартами для поверхностных и сточных вод. Содержание общего азота (TN) и его растворенной формы (TDN) определяли спектрофотометрически в УФ-диапазоне с персульфатом

калия в щелочной среде (Аналитические..., 2017). С весны 2019 г. определяли содержание азота нитритов ($N-NO_2$) – с реактивом Грисса (ПНД Ф 14.1:2:4.3-95), а с лета – также нитратного ($N-NO_3$) и аммонийного ($N-NH_4$) азота методом ионной хроматографии (ПНД Ф 14.1:2:4.132-98; ISO 14911-1998) на хроматографе JETchrom (Portlab, Россия) по методикам, модифицированным для большей чувствительности (нижний предел определения нитратного азота составил 2,2 мкг/л, аммонийного – 2,3 мкг/л). Концентрацию кремния (Si) определяли фотометрически в виде желтой формы молибдодокремниевой кислоты (ПНД Ф 14.1:2:4.215-06).

В Таблице 1 приведены сведения о стандартных погрешностях использованных полевых приборов и методов лабораторного анализа.

3. Результаты

3.1. Гидрологические условия, термический и кислородный режим

Самым маловодным за рассматриваемый период в Московском регионе стал 2019 г., отличавшийся низким весенним стоком с естественных водосборов из-за испарения части снеготопавки и засушливым летом (Соколов и др., 2025). В среднемводном 2020 г. из-за зимних оттепелей весенний сток был еще ниже, но май-июль были аномально дождливыми. Последующие 4 года были многоводными, особенно 2022-23 гг., с высоким весенним стоком, однако если зима 2020-21 гг. была снежной и холодной, то все следующие зимы характеризовались частыми оттепелями. Выдающейся в этом отношении стала рекордно теплая зима 2024-25 гг., с крайне низким (как в 2020 г.) весенним стоком, когда снежный покров к январю практически полностью стаял и установился лишь на несколько дней в начале апреля.

Термический режим озера Глубокого подробно описан по материалам исследований первой половины XX века и типичен для димиктических водоемов умеренных широт (Щербаков, 1967),

а результаты нашего мониторинга показали, что при сохранении основных черт этого режима (в т.ч. положения термоклина, формирующегося на глубине 2-4 м и опускающегося до глубины 8-10 м) к настоящему времени произошло увеличение продолжительности летней стратификации на 1-1,5 месяца, усиление прогрева и динамической устойчивости водной толщи в летний период, увеличение максимального теплозапаса на 16% (Соколов и др., 2022), а также увеличение зимних температур воды за счет меньшего выхолаживания водной толщи в период осенней циркуляции (Терешина, 2025).

За исследуемый период наименьший прогрев озера зафиксирован в 2019 г., наибольший – в 2021 г. (Рис. 2); максимальная средневзвешенная температура водной толщи составляла в эти годы соответственно 13,6 и 16,1 °C (Терешина, 2025). В контексте настоящего исследования важной особенностью термического режима озера является неполная весенняя циркуляция, отмечавшаяся в отдельные годы как по данным прежних исследований (Щербаков, 1967), так и по нашим данным в 2019 и 2023 гг. (Терешина, 2025).

Кислородный режим озера ежегодно характеризовался пересыщением эпилимниона кислородом большую часть вегетационного сезона, образованием локального минимума содержания растворенного кислорода в металимнионе в период летней стратификации и формированием зимней и более обширной и продолжительной летней аноксидных зон в глубинных слоях (на Рис. 2 эти зоны имеют красный цвет). Эти черты, как и существенная межгодовая изменчивость характера и степени их проявления, хорошо согласуются с подробным описанием по данным наблюдений 1947-57 гг. (Щербаков, 1967).

Максимальное развитие бескислородных условий наблюдалось в годы с неполной весенней циркуляцией. В 2019 г. зона аноксии существовала примерно 9 месяцев (с февраля по октябрь), ее верхняя граница уже в июне поднялась выше глубины 15 м, а в августе она слилась с металимниальным минимумом, к этому моменту тоже уже характерно

Таблица 1. Погрешности определения полевых и лабораторных показателей

Показатель	Погрешность	Источник
Полевые показатели		
Т°С	± 0.2 °C	https://www.ysi.com/proodo
O ₂	± 1% или ± 1% насыщения (что больше)	https://www.ysi.com/proodo
Лабораторные показатели		
ХПК	20%	ПНД Ф 14.1:2:3.100-97
ЦВ	20% (свыше 50 град – 10%)	ПНД Ф 14.1:2:4.207-04
ТР, DIP	0.1 мкг/л + 0.03 × значение	РД 52.10.738-2010
ТР, TDP	0.16 мкг/л + 0.08 × значение	РД 52.10.739-2010
TN, TDN	± 4.5%	Аналитические..., 2017
N-NO ₂	± 10%	ПНД Ф 14.1:2:4.3-95
N-NO ₃ , N-NH ₄	± 13%	ПНД Ф 14.1:2:4.132-98
Si	15% (свыше 1 мг/л – 12%)	ПНД Ф 14.1:2:4.215-06

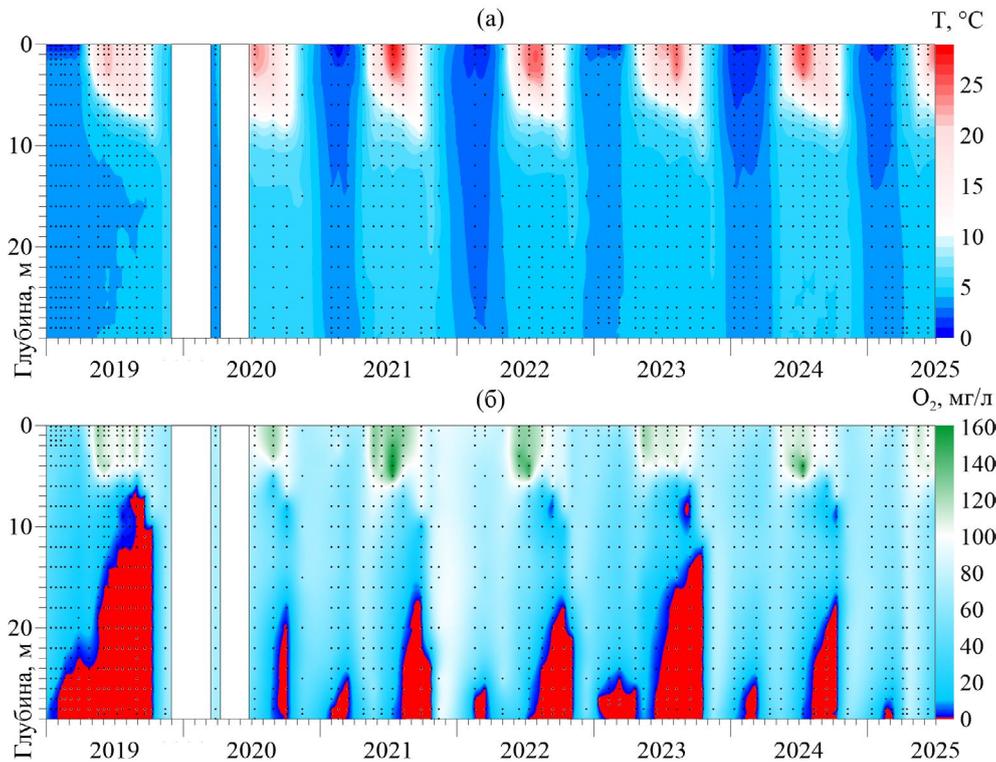


Рис.2. Распределение температуры воды (а) и относительного содержания растворенного кислорода (б) в озере Глубоком в 2019-2025 гг. (здесь и далее точками обозначены горизонты измерений, белые вертикальные полосы соответствуют периодам отсутствия наблюдений).

ризовавшимся отсутствием кислорода, и к концу лета распространилась до горизонта 6 м. В 2023 г. бескислородные условия, сформировавшиеся уже к январю, ненадолго прерывались в мае, а к октябрю верхняя граница зоны аноксии поднялась до 13 м, причем в сентябре кислород также был полностью исчерпан и в ядре металимниального минимума на глубине 8-9 м. В остальные годы наших наблюдений зимняя аноксия наблюдалась не более 2 месяцев в небольшом (1-3 м) придонном слое, а летняя существовала 2-4 месяца и к началу разрушения стратификации распространялась до глубины 18-20 м.

Эти же два года характеризовались наименьшим пересыщением эпилимниона кислородом: если в другие годы (не считая 2020 г., но это можно объяснить неполным рядом наблюдений) максимальное относительное содержание кислорода превышало 150% (во всех случаях – в середине июля на глубине 4 м, очевидно, оптимальной для фотосинтеза), то в 2019 и 2023 гг. лишь в мае достигало 123-124%, в летние месяцы не превышая 117-118%.

3.2. Показатели содержания ОБ

Цветность воды в озере Глубоком в 2019-2025 гг. изменялась в диапазоне 10-100 град (Рис. 3). В основной водной толще она составляла 10-30 град, достигая максимума в апреле-июне (в 2020 г. – вплоть до августа), лишь в 2022 г. так и не превысив 20 град. В придонных горизонтах в течение периода летней аноксии величина ЦВ повышалась от 15 до 50-100 град, причем максимальные значения зафиксированы в августе 2019 г. (80-100 град) и октябре 2023 г. (около 80 град).

Величина **ХПК**, традиционно рассматриваемая как показатель суммарного содержания ОБ, в 2019-2025 гг. изменялась в диапазоне 12-25 мгО/л и более (Рис. 4). Максимальные значения (20-25 мгО/л и выше) отмечались ежегодно, чаще всего в августе-сентябре (реже в июле и/или октябре) в поверхностных слоях (до глубины 8 м), что соответствует периодам пересыщения эпилимниона кислородом. Также можно выделить менее заметное повышение до 20-22 мгО/л в верхних слоях

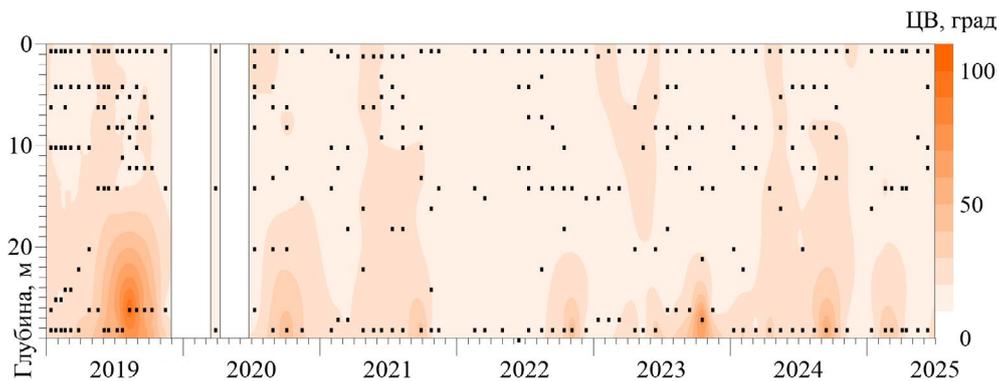


Рис.3. Распределение цветности воды в озере Глубоком в 2019-2025 гг.

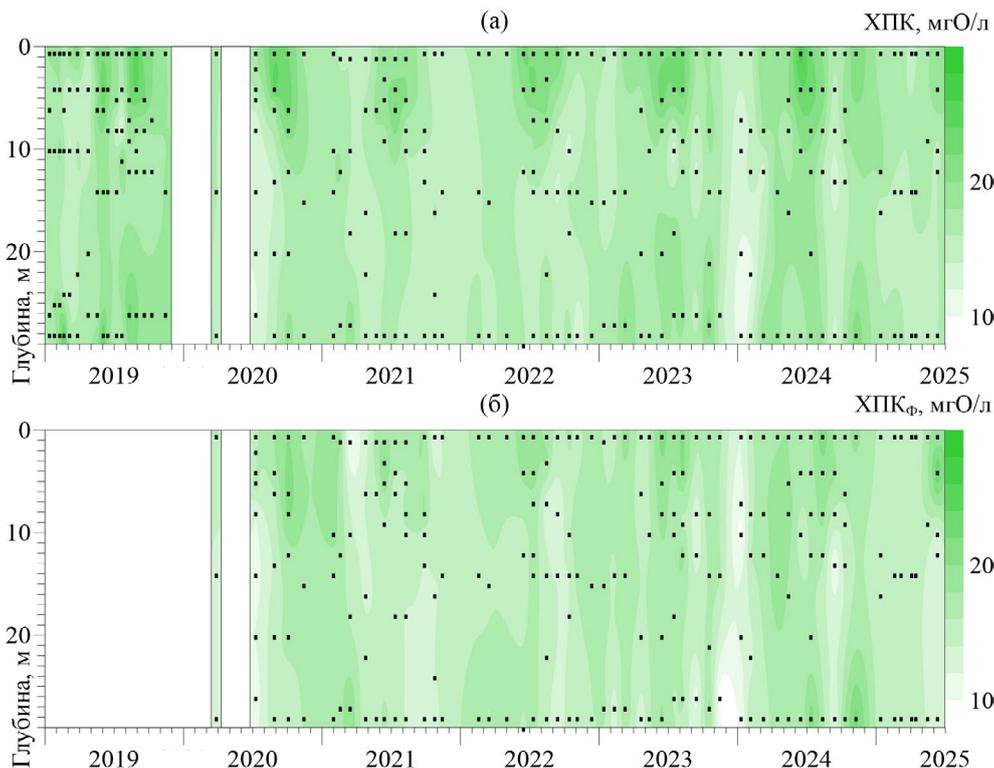


Рис.4. Распределение ХПК в озере Глубоком в 2019-2025 гг. в нефiltrованных (а) и фильтрованных (б) пробах.

в конце весны – начале лета (что соответствует периодам повышения ЦВ) и еще менее выраженное повышение у дна к концу зимней и иногда летней стагнации (февраль-март и август-октябрь соответственно). То, что зимой ОВ больше в придонном слое, а летом – в поверхностном, отмечали и ранее (Щербаков, 1967). Доля взвешенных ОВ, оцениваемая по соотношению ХПК и ХПК_ф, в основном не превышала 10%. Поверхностные максимумы второй половины лета сопровождались повышением доли взвешенного ОВ до 20-40%, глубинные – до 10-25%, в то время как повышение содержания ОВ в апреле-июне происходило главным образом за счет растворенной фракции.

3.3. Биогенные элементы

Концентрации кремния в фотическом слое составляли 0,4-1,4 мг/л, в афотической толще 0,7-2,0 мг/л (Рис. 5). В течение периода летней стратификации на фоне накопления кремния у дна отчетливо прослеживалось снижение его содержания в фотическом слое до годового минимума.

Минеральный фосфор в основной водной толще находился в основном в растворенном виде, его содержание редко превышало 10 мкг/л, повышаясь к зиме и понижаясь в эпилимнионе до 1-3 мкг/л с мая-июня по сентябрь-октябрь (Рис. 6). Содержание общего фосфора зимой достигало 30-50 мкг/л и более, летом в верхних слоях также снижаясь до 20 мкг/л и менее, прежде всего именно за счет потребления минеральных форм, с закономерным увеличением доли органического (преимущественно взвешенного) фосфора с 70-75 до 90-95% и более (Рис. 7).

У дна отмечалось увеличение содержания фосфора в течение периода летней стратификации, достигая максимума обычно к концу октября. Причем если в годы с менее развитой зоной аноксии концентрации минерального и общего фосфора возрастали до 50-60 и 80-110 мкг/л соответственно, то в 2019 г. они достигли 90 и 100 мкг/л уже в начале июля и к октябрю возросли до 150 и 180 мкг/л соответственно, а в октябре 2023 г. составили около 100 и свыше 110 мкг/л соответственно. В эти периоды доля взвешенных форм у дна увели-

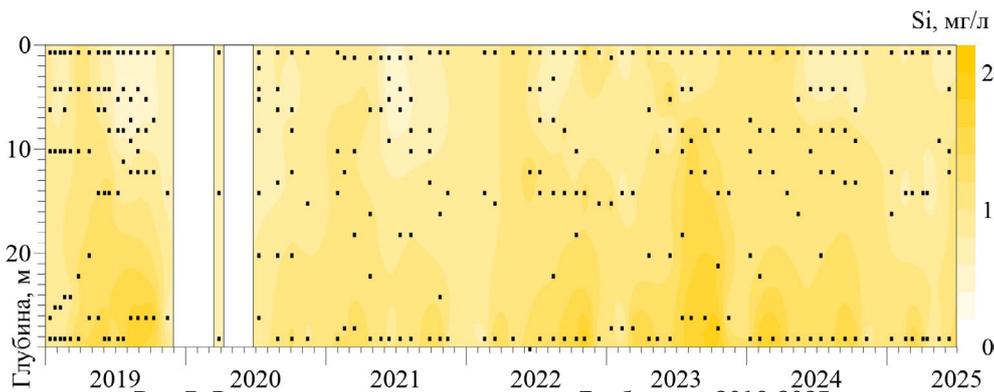


Рис.5. Распределение кремния в озере Глубоком в 2019-2025 гг.

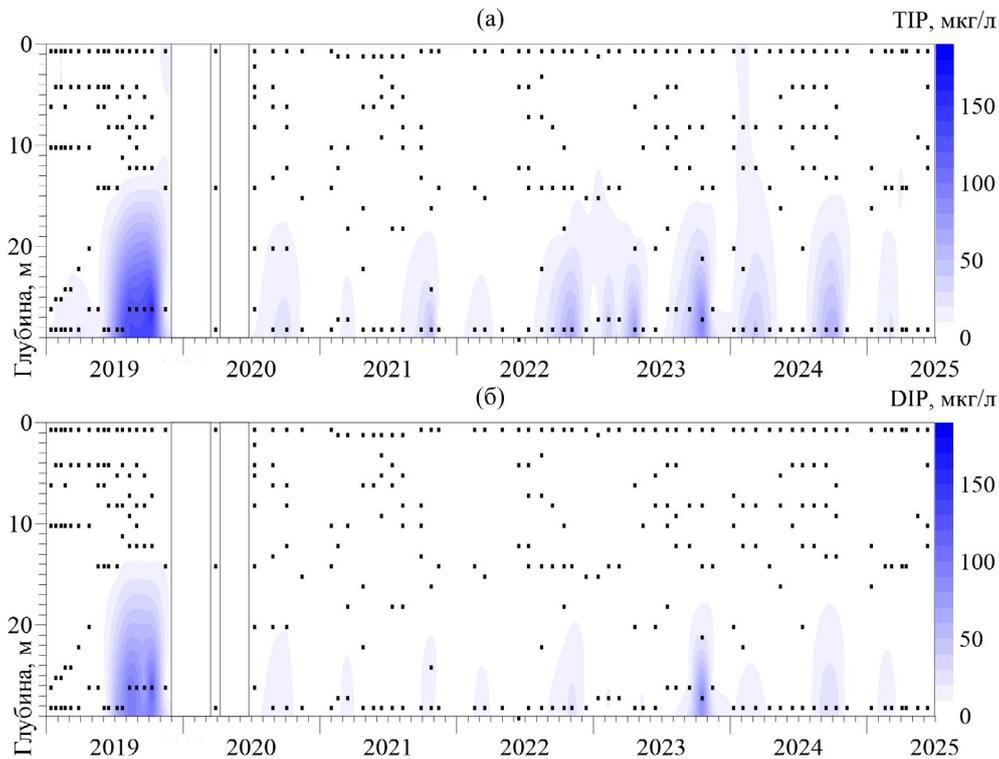


Рис.6. Распределение минерального фосфора в озере Губоком в 2019-2025 гг. в нефiltroванных (а) и фильтрованных (б) пробах.

чивалась до 50-70% и более, а доля органического фосфора снижалась до 20-30% и менее.

Содержание **общего азота** в 2019-2025 гг. в основной водной толще летом составляло 0,4-0,7 мг/л, зимой – 0,8-0,9 мг/л и более (Рис. 8). В придонных горизонтах содержание TN было выше и к концу летней стагнации достигало 1,3-1,7 мг/л и более. Доля взвешенных форм была очень мала и редко превышала 20% (в основном у дна), но дости-

гала 30-40% и более в верхних слоях в периоды «цветения».

Значимые концентрации **аммонийного азота** (до 0,3-0,5 мг/л и более) и **азота нитритов** (до 30-50 мкг/л и более) отмечались как правило лишь в глубинных слоях, достигая максимальных значений к концу периодов зимней (февраль-март) и летней (октябрь) стагнации (Рис. 9). Содержание **азота нитратов** изменялось от следовых количеств

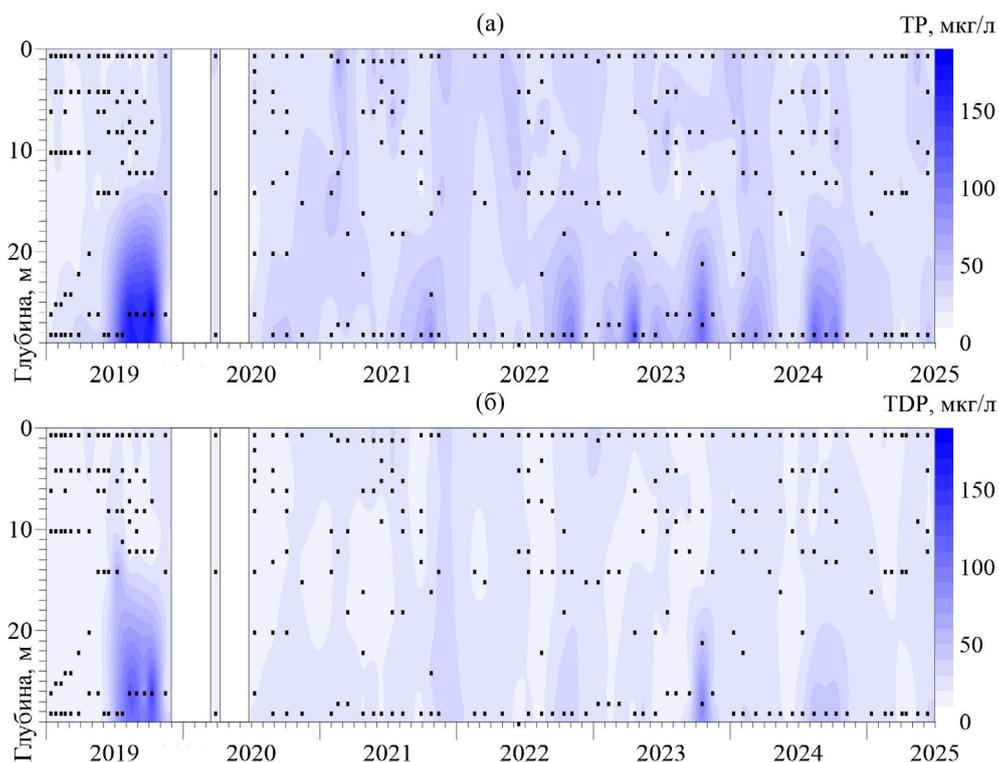


Рис.7. Распределение общего фосфора в озере Губоком в 2019-2025 гг. в нефiltroванных (а) и фильтрованных (б) пробах.

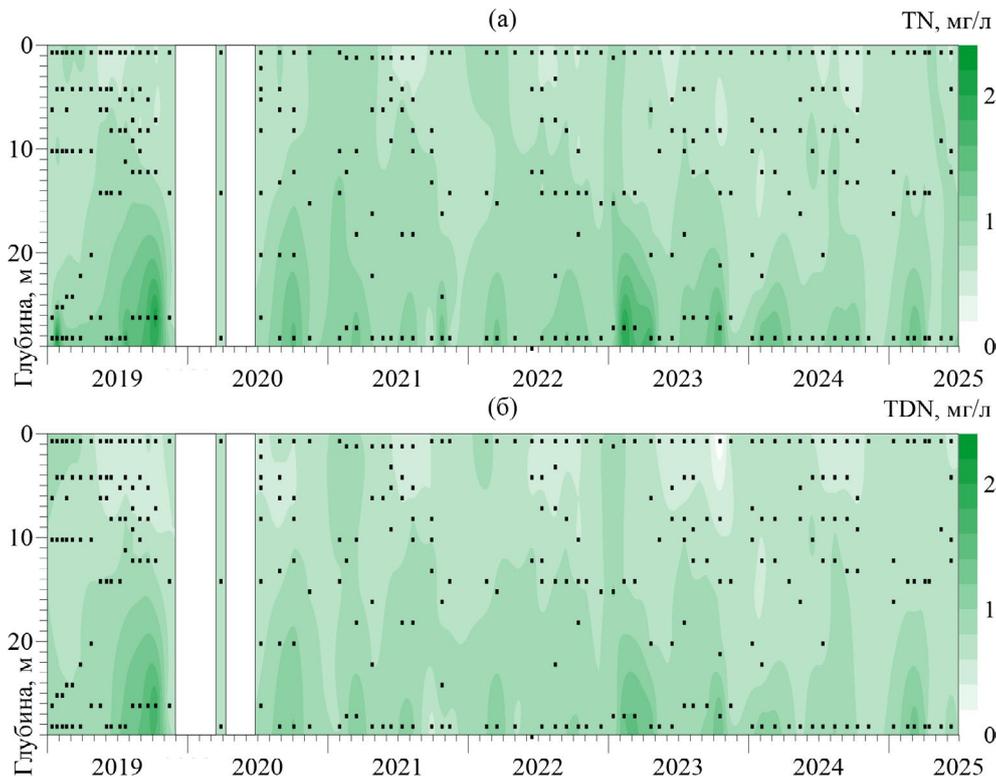


Рис.8. Содержание общего азота в озере Глубоком в 2019-2025 гг. в нефiltroванных (а) и фильтрованных (б) пробах.

до 0,2-0,5 мг/л, повышаясь в зимний период во всей водной толще, а в летний – только в гипolimнионе, снижаясь практически до нуля в эпилимнионе в июне-сентябре и затем снижаясь по всей глубине в период осенней циркуляции.

4. Обсуждение

Из немногочисленных работ, посвященных режиму органических и особенно биогенных веществ в озере Глубоком, подавляющее большинство основано на наблюдениях в течение одного года (в лучшем случае – двух отдельных лет), сезона или даже однократных. Это касается и большинства исследований первой половины XX века, подробный анализ которых представлен в монографии (Щербаков, 1967), и последующих единичных работ (Бикбулатов и др., 1972; Yanin et al., 1986), лишь в работе (Шапоренко и Шилькрот, 2005) рассмотрены результаты трехлетних наблюдений во все сезоны.

Примечательно, что схожая неполнота присутствия и изучению динамики развития фитопланктона в озере, хотя благодаря более чем вековой деятельности гидробиологической станции имени Н.Ю. Зографа озеро Глубокое принято считать всесторонне изученным в гидробиологическом отношении водоемом, где базировалось развитие всей российской альгологии (Смирнов и др., 1997). Однако отмечается (Щербаков, 1967), что в основном исследования касались зоопланктона, а единичные работы, посвященные изучению фитопланктона, в основном расширяли представление о его таксономическом составе (Смирнов и др., 1997; Васильева-Кралина и Тирская, 2005). Лишь

две работы (Щербаков, 1967; Чекрыжева, 1983) дают четкое представление о сезонной смене преобладающих групп фитопланктона. Весной и осенью в Глубоком озере доминируют диатомовые (Щербаков, 1967) либо пиррофитовые (Чекрыжева, 1983), а также золотистые водоросли, летом – синезеленые, а в некоторые годы динофитовые либо золотистые (Щербаков, 1967), с участием зеленых и пиррофитовых (Чекрыжева, 1983).

При этом режим фитопланктона является одним из ключевых факторов круговорота биогенных и органических веществ, поскольку именно «цветение» является главным источником автотонного ОВ в озере, причиной перехода биогенных элементов из растворенной минеральной формы во взвешенную органическую в составе клеток фитопланктона, а также активного потребления минерального кремния весной в период доминирования диатомовых водорослей, запасующих его в своих стенках, и его низкого содержания в эпилимнионе до конца лета.

По результатам анализа результатов 6-летнего периода нашего мониторинга прежде всего обращают на себя внимание яркие межгодовые различия сезонной динамики большинства показателей, явно связанные еще с одним важнейшим фактором, определяющим гидроэкологическое состояние водоемов – характером и степенью проявления бескислородных условий (сроками появления, продолжительностью, границами распространения). Последние, в свою очередь, определяются термодинамическим режимом и тем, насколько были насыщены воды озера кислородом во время весенней циркуляции (Щербаков, 1967; Шапоренко и Шилькрот, 2005).

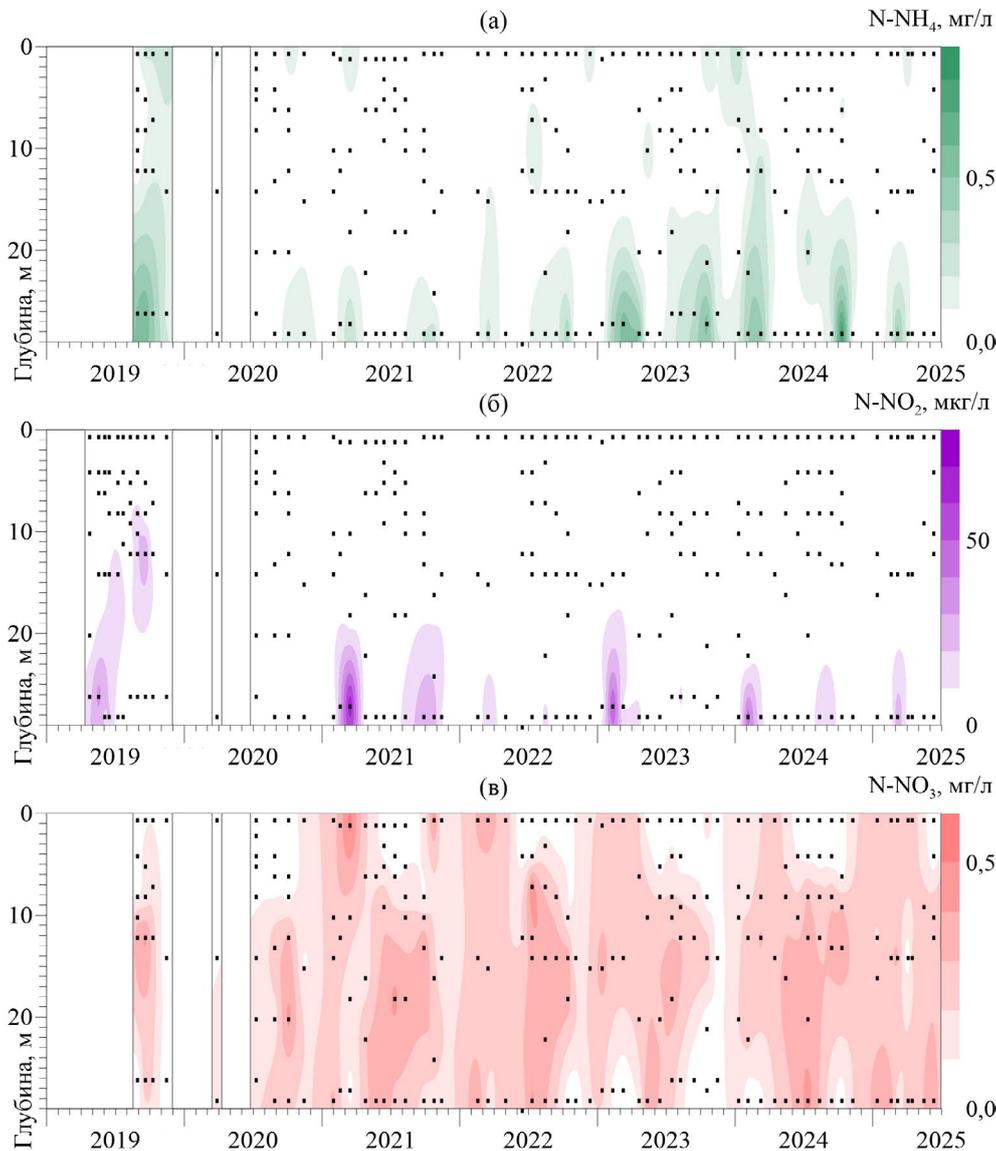


Рис.9. Содержание в озере Глубоком минеральных форм азота в 2019-2025 гг.: N-NH₄ (а), N-NO₂ (б), N-NO₃ (в).

В 2019 и 2023 гг., когда неполная весенняя циркуляция обусловила формирование наиболее обширной и продолжительной зоны аноксии, в придонных слоях наблюдались максимальные значения цветности воды, концентрации минерального и валового фосфора, общего и аммонийного азота, в 2-3 раза превышающие максимумы других лет.

На повышение цветности в придонных горизонтах в анаэробных условиях указывают практически все прежние исследования этого показателя, включая первые годы нашего мониторинга (Щербаков, 1967; Бикбулатов и др., 1972; Шапоренко и Шилькрот, 2005; Соколов и др., 2018). Этот эффект, хорошо известный нам по многолетним наблюдениям на Можайском водохранилище (Соколов, 2013), связан с выходом коллоидного гидрата железа из донных отложений и его последующим переходом в присутствии сероводорода в более растворимый темноокрашенный сульфид железа (Щербаков, 1967). Мы действительно фиксировали запах сероводорода в придонных пробах в периоды аноксии.

Следует отметить, что до проведения мелиоративных мероприятий на водосборе озера в 1960-х гг. с заболоченных и залесенных берегов в озеро

поступало намного больше аллохтонных гумусовых веществ, поэтому первые исследования озера отмечали характерный темно-бурый оттенок воды, а величина ЦВ достигала 170 град и более, а в конце периодов стагнации достигала 250 град (Щербаков, 1967). Величина ХПК в воде озера Глубокого до мелиоративных работ также была почти вдвое выше и составляла 32-40 мгО/л (Щербаков, 1967).

Заболоченный и залесенный водосбор Глубокого озера служит геохимическим барьером для поступления в озеро биогенных веществ (Шапоренко и Шилькрот, 2005), поэтому вода озера характеризуется сравнительно низким их содержанием. Поэтому, как и в случае с цветностью, повышение содержания биогенных веществ у дна озера Глубокого связано не с внешней, а с внутренней нагрузкой, когда анаэробные условия способствуют восстановлению минерального (прежде всего аммонийного) азота и фосфора из донных отложений (Soranno et al., 1997; Wilhelm and Adrian, 2008; North et al., 2014). Также увеличению содержания фосфора у дна может способствовать восстановление из фосфорсодержащих органических соединений с участием бактерий (Ерина и др., 2019).

Ретроспективный анализ литературных данных демонстрирует отсутствие какого-либо достоверного направленного многолетнего тренда. В 1932-33 гг. (Щербаков, 1967) содержание минерального фосфора и общего азота было сопоставимо со всеми годами нашего мониторинга, кроме 2019 и 2023 гг. Летом 1983 г. (Yanin et al., 1986) максимальное содержание минерального фосфора у дна превышало 150 мкг/л, как и в 2019 г. В 2001-2003 гг. (Шапоренко и Шилькрот, 2005) содержание общего фосфора и общего азота было, по-видимому, примерно вдвое выше современного, хотя статья не лишена противоречий: диапазоны изменчивости концентраций общего фосфора и азота в таблице и в тексте различаются (содержание фосфора у поверхности, приводимое в таблице, втрое ниже указанного в тексте и вполне соответствует современному состоянию, однако максимальные концентрации азота в тексте почти вдвое выше, чем в таблице, и таким образом превосходят современные уже более чем в 3 раза). В первые годы нашего мониторинга (Терешина и др., 2019), как и в 30-е годы прошлого века, концентрации фосфора и азота были сопоставимы с годами более благоприятных кислородных условий.

Минеральные соединения азота генетически связаны, их биохимическая трансформация обусловлена как активным потреблением фитопланктоном, так и чередованием аэробных и анаэробных условий. Довольно скудные сведения в литературе о содержании этих форм в воде озера Глубокого не позволяют надежно оценить многолетнюю динамику этих показателей, но в целом приводимые диапазоны концентраций согласуются с современными (Yanin et al., 1986; Шапоренко и Шилькрот, 2005). Следует отметить, что в работе (Yanin et al., 1986) нитриты ошибочно названы нитратами, так что лишь по описываемому характеру вертикального распределения можно с некоторой уверенностью различить две эти формы минерального азота.

Взаимообусловленность гидрофизических, гидрохимических и гидробиологических параметров подчеркивает важность комплексных гидроэкологических исследований, а существенная межгодовая изменчивость демонстрирует возможную нерепрезентативность единичных исследований и необходимость регулярных многолетних наблюдений. Из этих соображений вытекает также и осторожность, с которой следует сопоставлять результаты разнородных по составу, методике, пространственному и временному охвату исследований, а тем более делать на их основе выводы о многолетних изменениях состояния озерной экосистемы.

В качестве примера можно привести выводы о повышении уровня трофности озера (Чекрыжева, 1983), сделанные он на основании сравнения данных единственного года собственных наблюдений (безледный период 1977 г.) с также крайне скудными и неоднородными данными исследований прошлых лет. К схожему выводу приходят авторы комплексных исследований 2001-2003 гг. (Шапоренко и Шилькрот, 2005), однако, как было

показано выше, их результаты существенно выбиваются из ряда имеющихся гидрохимических наблюдений. По оценкам некоторых авторов, озеро даже перешло из мезотрофного к слабоэвтрофному состоянию (Васильева-Кралина и Тирская, 2005). При этом еще Щербаков (1967) сделал вывод, что в малопродуктивные годы озеро Глубокое имеет черты мезотрофного, а в годы повышенной продуктивности сравнимо с эвтрофными озерами.

Как было упомянуто, озеро Глубокое и его водосбор испытывают минимальное антропогенное воздействие, особенно по меркам Московской области, что позволяет рассматривать это озеро как фоновый водоем. Для сравнения уместно привести озеро Белое, относящееся к системе Косинских озер: оно схоже с озером Глубоким своей глубоководностью (его максимальная глубина составляет 16 м), округлой конусообразной котловиной ледникового происхождения, димиктическим режимом, ежегодным формированием зоны аноксии (обширной как летом, так и зимой), неполной весенней циркуляцией в отдельные годы, а также более чем вековой историей исследований благодаря деятельности Косинской биологической станции (Широкова и Озерова, 2019). Однако Белое озеро при этом расположено в черте г. Москвы, многие десятилетия испытывает ощутимое антропогенное влияние и является высокоэвтрофным. Также интересно сравнить озеро Глубокое с Можайским водохранилищем, расположенным в схожих ландшафтных условиях (лесистый и болотистый водосбор, сравнительно малая для региона антропогенная нагрузка), глубоководным (до 22 м), димиктическим, с ежегодной летней аноксией, мезотрофно-эвтрофным водоемом, отличающимся от Глубокого и Косинских озер прежде всего высокой ролью речного стока и его регулирования. Водоохранилище также детально изучалось с момента создания, в основном сотрудниками кафедры гидрологии суши МГУ имени М.В. Ломоносова (Гидроэкологический..., 2015). С 2016 г. на Можайском водохранилище (Ерина и др., 2020) и с 2021 г. на Косинских озерах (Терешина и др., 2023) мы проводим мониторинг, методически аналогичный наблюдениям на озере Глубоком.

В поверхностных слоях Можайского водохранилища содержание минерального фосфора в среднем в 4 раза выше, чем в озере Глубоком (что можно объяснить речным питанием водохранилища), в озере Белом – в 2-3 раза выше; общего фосфора в обоих водоемах в 2-3 раза выше, чем в озере Глубоком. Средние концентрации общего и аммонийного азота в поверхностном слое Можайского водохранилища незначительно превышают таковые в озере Глубоком, однако в озере Белом общего азота в 2-3 раза выше, а аммонийного – в 10 раз выше, по-видимому, в связи с антропогенным загрязнением.

Намного ярче проявляются различия в содержании биогенных веществ в придонных слоях, хотя механизмы и условия увеличения их концентраций (восстановление из донных отложений в анаэробных условиях) во всех водоемах схожи. В Можайском

водохранилище содержание фосфора в среднем в 5 раз выше, чем в озере Глубоком в условиях острой аноксии 2019 и 2023 гг., и в 10 раз выше по сравнению с остальными годами, общего азота – соответственно в 2 и 3 раза выше, аммонийного – в 1,5 и 2 раза. Что касается озера Белого, содержание фосфора у дна в нем в 10-20 раз выше, чем наблюдалось в озере Глубоком в 2019 и 2023 гг., и до 30 раз выше в остальные годы; общего азота – примерно в 10 и 20 раз соответственно, аммонийного – в 20-30 и почти в 50 раз.

5. Выводы

Продолжение многолетних исследований оз. Глубокого позволило расширить и уточнить представления о его современном гидрохимическом режиме. Сопоставление полученных многолетних рядов с материалами первых лет мониторинга и литературными данными наглядно показывает, насколько для глубокого и корректного понимания закономерностей формирования гидроэкологического состояния водоема необходим комплексный и длительный мониторинг, охватывающий различные по гидроэкологическим условиям годы.

Ключевыми факторами, определяющими существенную межгодовую изменчивость гидроэкологического режима озера Глубокого, являются прежде всего термодинамические условия (в годы с неполной весенней циркуляцией формируются наиболее острые и продолжительные бескислородные условия, что приводит к примерно вдвое более интенсивному восстановлению окрашенных соединений железа, минеральных форм фосфора и азота из донных отложений по сравнению с остальными годами), и в меньшей степени – различия в биопродуктивности конкретных лет, которые могут достигать нескольких порядков.

Сравнение с литературными данными показывает отсутствие какого-либо выраженного многолетнего тренда содержания фосфора и азота на протяжении XX-XXI вв. и ненадежность оценок гидроэкологического состояния озера, основанных на данных непродолжительных и тем более разовых наблюдений. Выводы о направленном изменении трофического статуса озера Глубокого и его постепенном эвтрофировании, сделанные некоторыми авторами по результатам исследований отдельных лет, не подтверждаются данными многолетнего мониторинга.

Благодарности

Полевые и лабораторные работы выполнены при поддержке Программы развития МГУ, проект № 23-Ш07-67. Интерпретация результатов выполнена в рамках Государственного задания кафедры гидрологии суши МГУ (I.10, ЦИТИС 121051400038-1).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликтов интересов.

Список литературы

Аналитические, кинетические и расчетные методы в гидрохимической практике. 2017. В: Лозовика П.А., Ефременко Н.А. (ред.). СПб.: Нестор-История.

Бикбулатов Э.С., Скопинцев Б.А., Бикбулатова Е.М. 1972. Валовый органический углерод в водах некоторых водоемов Московской и Ярославской областей. Биология внутренних вод. Информационный бюллетень 14: 55–58.

Васильева-Кралина И.И., Тирская И.Б. 2005. Фитопланктон, эпифиты и эпизойты озера Глубокое. Труды Гидробиологической станции на Глубоком озере 9: 73–139.

Гидроэкологический режим водохранилищ Подмосковья (наблюдения, диагноз, прогноз). 2015. В: Эдельштейна К.К. (ред.). Москва: Перо.

Ерина О.Н., Ефимова Л.Е., Соколов Д.И. и др. 2019. Сезонные изменения содержания биогенных элементов в Можайском водохранилище (по данным 2018 г.). В: Озера Евразии: проблемы и пути их решения 2, С. 78–83.

Ерина О.Н., Терешина М.А., Ефимова Л.Е. и др. 2020. Современный режим биогенных веществ в Можайском водохранилище. Вестник Московского университета. Серия 5: География 3: 81–90.

Иванов Д.В. 2021. Фоновое содержание загрязняющих веществ как мера нормирования качества природных сред (обзор). Российский журнал прикладной экологии 4(28): 55–66. DOI: [10.24852/2411-7374.2021.4.55.66](https://doi.org/10.24852/2411-7374.2021.4.55.66)

Лепихин А.П., Возняк А.А., Тиунов А.А. и др. 2017. К проблеме корректности методов расчетов и задания исходной гидрологической и гидрохимической информации при регламентации техногенных воздействий на водные объекты. Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление 1: 58–77. DOI: [10.35567/1999-4508-2017-1-5](https://doi.org/10.35567/1999-4508-2017-1-5)

Лозовик П.А., Галахина Н.Е. 2019. Оценка загрязненности водных объектов и нормирование допустимой антропогенной нагрузки на них. Вестник Московского университета. Серия 5. География 6: 133–137.

Муравейский С.Д. 1931. Морфометрия Глубокого озера. Труды Лимнологической станции в Косине 13–14: 29–46.

Остапеня А.П. 1965. Полнота окисления органического вещества водных беспозвоночных методом бихроматного окисления. Доклады Академии наук БССР 9(4): 273–276.

ПНД Ф 14.1:2:3.100-97. 2016. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений химического потребления кислорода в пробах природных и очищенных сточных вод титриметрическим методом.

ПНД Ф 14.1:2:4.132-98. 2008. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации анионов: нитрита, нитрата, хлорида, фторида, сульфата и фосфата в пробах природной, питьевой и сточной воды методом ионной хроматографии.

ПНД Ф 14.1:2:4.207-04. 2004. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений цветности питьевых, природных и сточных вод фотометрическим методом.

ПНД Ф 14.1:2:4.215-06. 2011. Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации кремнекислоты (в пересчете на кремний) в питьевых, поверхностных и сточных водах фотометрическим методом в виде желтой кремнемолибденовой гетерополикислоты.

ПНД Ф 14.1:2:4.3-95. 2011. Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации нитрит-ионов в питьевых, поверхностных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Грисса.

РД 52.10.738-2010. 2010. Массовая концентрация фосфатов в морских водах. Методика измерений фотометрическим методом.

РД 52.10.739-2010. 2010. Массовая концентрация общего фосфора в морских водах. Методика измерений фотометрическим методом после окисления персульфатом калия.

Сапелко Т.В., Гузиватый В.В., Кузнецов Д.Д. 2017. Комплексные палеолимнологические исследования на озере Глубоком. Труды Гидробиологической станции на Глубоком озере 11: 139–148.

Смирнов А.Н., Гололобова М.А., Белякова Г.А. 1997. Водоросли Глубокого озера. Труды Гидробиологической станции на Глубоком озере 7: 91–127.

Соколов Д.И. 2013. Изменение окисляемости и цветности воды под влиянием водохранилища. Вестник Московского университета. Серия 5: География 6: 9–15.

Соколов Д.И., Ерина О.Н., Терешина М.А. и др. 2018. Современный гидроэкологический режим озера Глубокого. В: Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития: труды II Всероссийской конференции, С. 590–593.

Соколов Д.И., Ерина О.Н., Терешина М.А. 2022. Современный термический режим озера Глубокого: результаты четырех лет исследований. Труды Гидробиологической станции на Глубоком озере 12: 47–63.

Соколов Д.И., Ерина О.Н., Терешина М.А. 2025. Современный режим притока биогенных и органических веществ в Можайское водохранилище. В: Озера Евразии: проблемы и пути их решения, С. 504–509.

Терешина М.А., Ерина О.Н., Вилимович Е.А. и др. 2019. Режим биогенных и органических веществ в озере Глубоком. В: Современные проблемы водохранилищ и их водосборов 3, С. 222–226.

Терешина М.А., Соколов Д.И., Ерина О.Н. и др. 2023. Особенности современного гидроэкологического режима Косинских озер. В: Водные ресурсы в условиях глобальных вызовов: экологические проблемы, управление, мониторинг 1, С. 175–179.

Терешина М.А. 2025. Водный и термический режим водоемов Московского региона в условиях изменяющегося климата. Дисс. канд. геогр. наук, МГУ имени М.В. Ломоносова, Москва, Россия.

Чекрыжева Т.А. 1983. Фитопланктон озера Глубокого. В: Биоценозы мезотрофного озера Глубокого. Москва, С. 121–138.

Черногаева Г.М., Жадановская Е.А., Журавлева Л.Р. и др. 2019. Загрязнение окружающей среды в регионах России в начале XXI века. М.: ООО «ПОЛИГРАФ-ПЛЮС».

Шапоренко С.И., Шилькрот Г.С. 2005. Многолетняя изменчивость гидрохимических параметров озера Глубокого. Труды Гидробиологической станции на Глубоком озере 9: 24–48.

Широкова В.А., Озерова Н.А. 2019. Косинские озера как колыбель российской лимнологии: история Косинской биологической станции и Косинского заповедника. Вопросы истории естествознания и техники 40(2): 233–253. DOI: [10.31857/S020596060004936-1](https://doi.org/10.31857/S020596060004936-1)

Щербачев А.П. 1967. Озеро Глубокое. М.: Наука.

Akhtar N., Syakir Ishak M.I., Bhawani S.A. et al. 2021. Various natural and anthropogenic factors responsible for water quality degradation: a review. *Water* 13(19): 2660. DOI: [10.3390/w13192660](https://doi.org/10.3390/w13192660)

ISO 14911-1998. 1998. Water quality. Determination of dissolved Li^+ , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mn^{2+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} and Ba^{2+} using ion chromatography. Method for water and waste water.

Khatri N., Tyagi S. 2014. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science* 8(1): 23–39. DOI: [10.1080/21553769.2014.933716](https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716)

Moiseenko T.I. 2022. Surface water under growing anthropogenic loads: from global perspectives to regional implications. *Water* 14(22): 3730. DOI: [10.3390/w14223730](https://doi.org/10.3390/w14223730)

North R.P., North R.L., Livingstone D.M. et al. 2014. Long-term changes in hypoxia and soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of a large temperate lake: consequences of a climate regime shift. *Global change biology* 20(3): 811–823. DOI: [10.1111/gcb.12371](https://doi.org/10.1111/gcb.12371)

Soranno P.A., Carpenter S.R., Lathrop R.C. 1997. Internal phosphorus loading in Lake Mendota: response to external loads and weather. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54(8): 1883–1893. DOI: [10.1139/f97-095](https://doi.org/10.1139/f97-095)

Wilhelm S., Adrian R. 2008. Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. *Freshwater Biology* 53(2): 226–237.

Yanin E.P., Kashina L.I., Sayet Yu.E. 1986. Hydrochemistry of Lake Glubokoe. *Hydrobiologia* 141: 11–23.