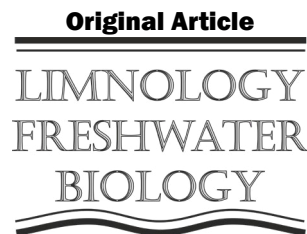


Organic matter and nutrients in Lake Glubokoe (Moscow region, Russia)



Sokolov D.I.¹, Tereshina M.A.¹, Erina O.N.^{1,2,*}, Labutin T.A.¹

¹ Lomonosov Moscow State University, Leninskie Gory 1, Moscow, 119991, Russia

² Shenzhen 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](https://doi.org/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.



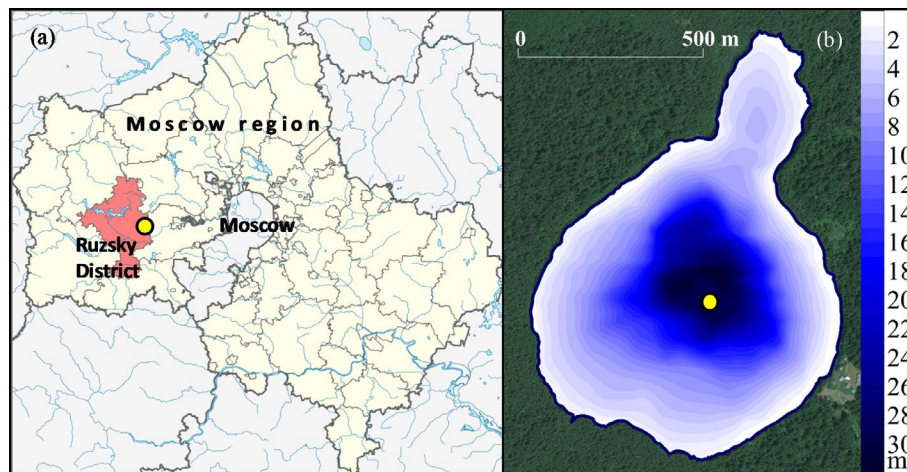


Fig.1. Location of Lake Glubokoe in the Ruza District of the Moscow Region (a) and location of the sampling point on the lake (b).

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

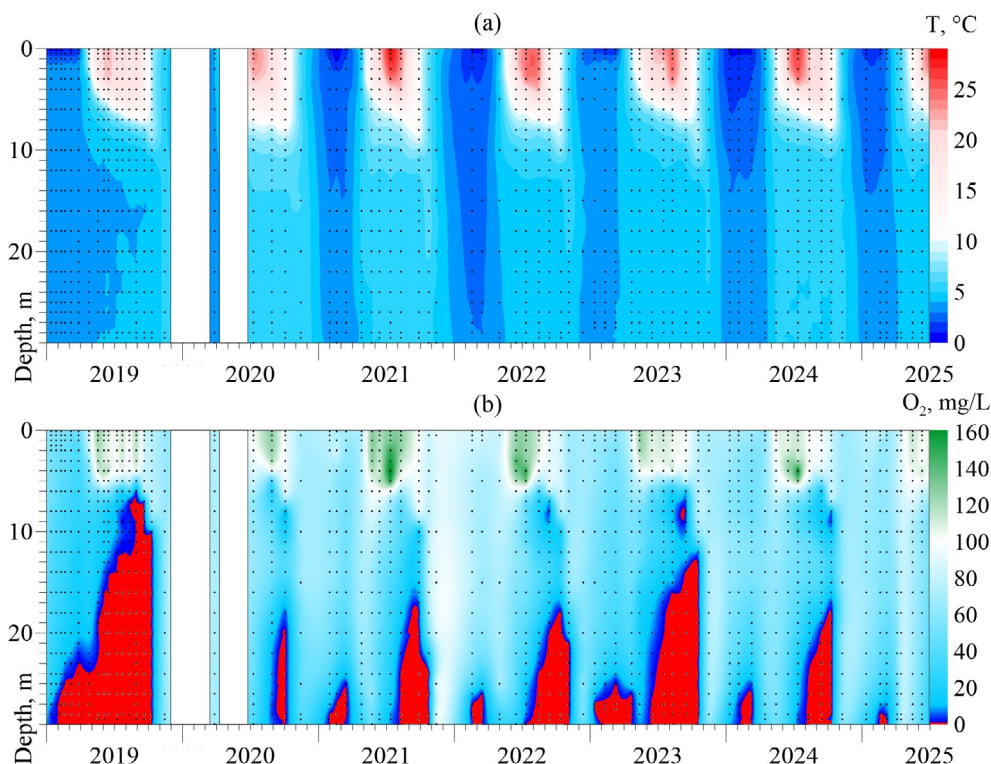


Fig.2. Distribution of water temperature (a) and relative dissolved oxygen content (b) in Lake Glubokoe in 2019-2025 (here and below, dots indicate measurement depths, and white vertical stripes correspond to periods without observations).

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.

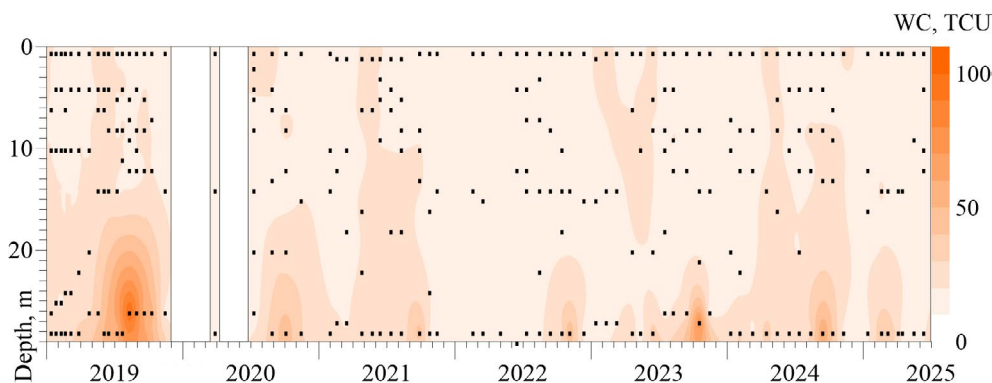


Fig.3. Distribution of water color in Lake Glubokoe in 2019-2025.

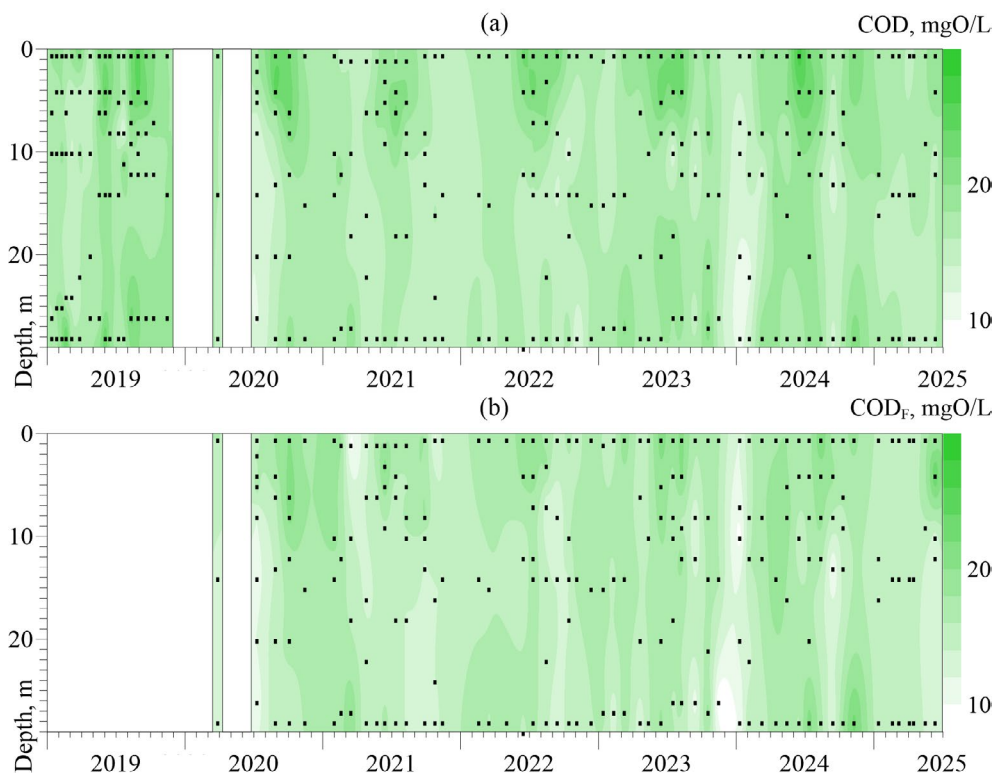


Fig.4. Distribution of COD in Lake Glubokoe in 2019-2025 in unfiltered (a) and filtered (b) samples.

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 µg/L, increasing towards winter and decreasing in the epilimnion to 1-3 µg/L from May-June to September-October (Fig. 6). The total phosphorus content in winter reached 30-50 µg/l and above, while in summer it also decreased to 20 µg/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 µg/L, respectively. In 2019 they reached 90 and 100 µg/l already in early July and by October increased to 150 and 180 µg/l, respectively, and in October 2023 they amounted to about 100 and over 110 µg/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.

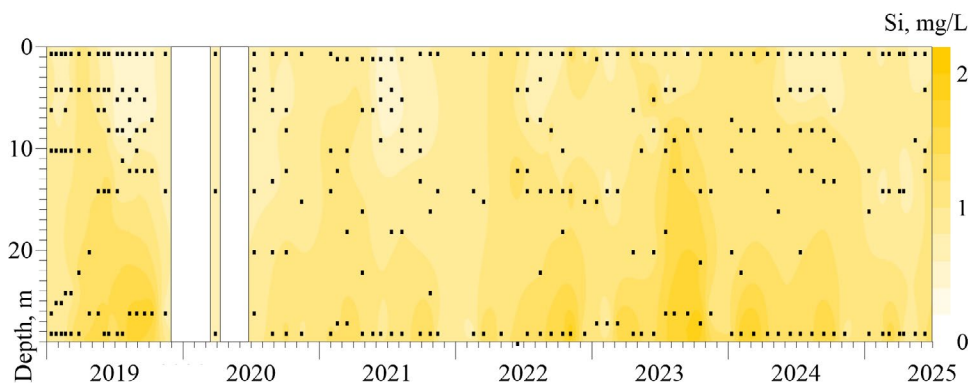


Fig.5. Distribution of silicon in Lake Glubokoe in 2019-2025.

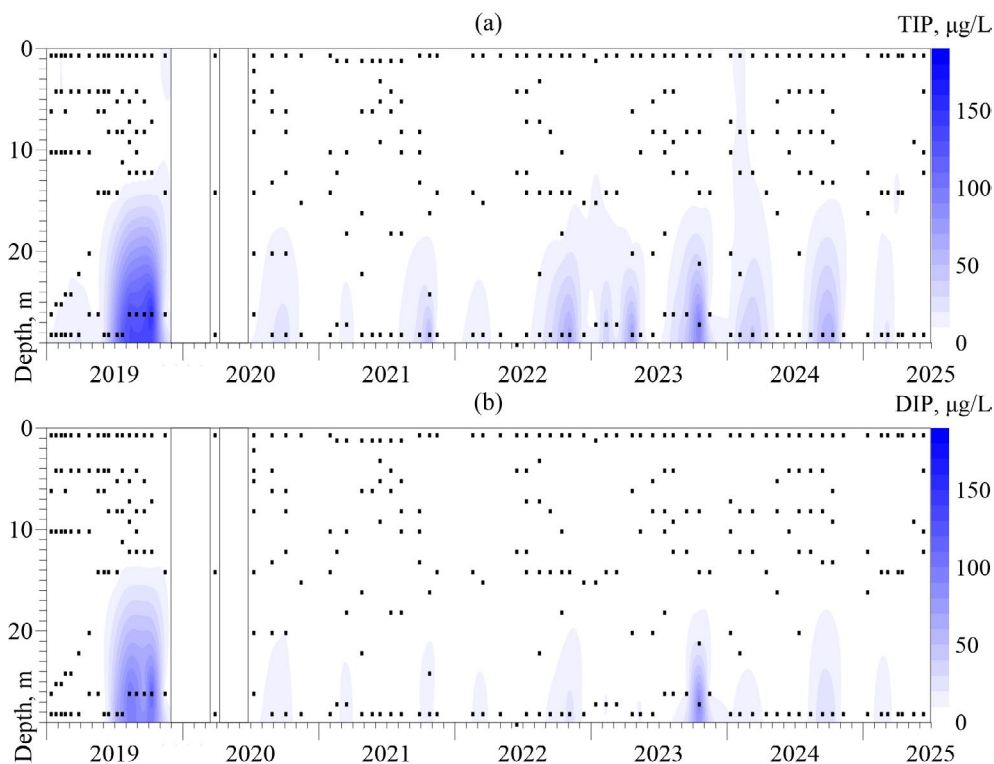


Fig.6. Distribution of mineral phosphorus in Lake Glubokoe in 2019-2025 in unfiltered (a) and filtered (b) samples.

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

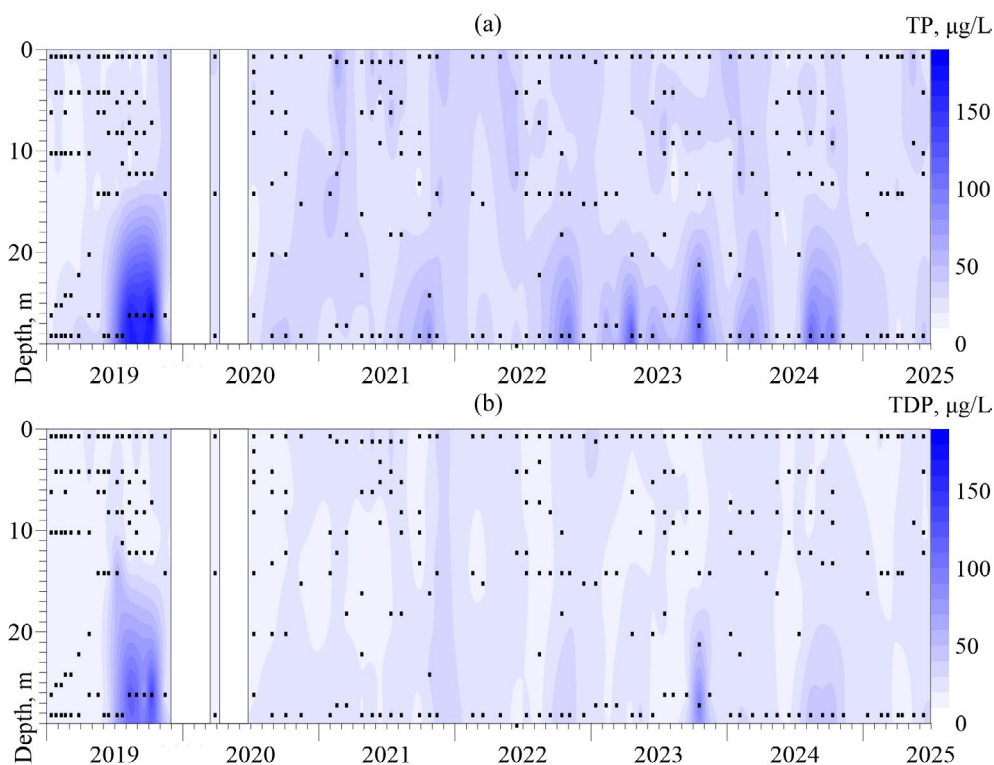


Fig.7. Distribution of total phosphorus in Lake Glubokoe in 2019-2025 in unfiltered (a) and filtered (b) samples.

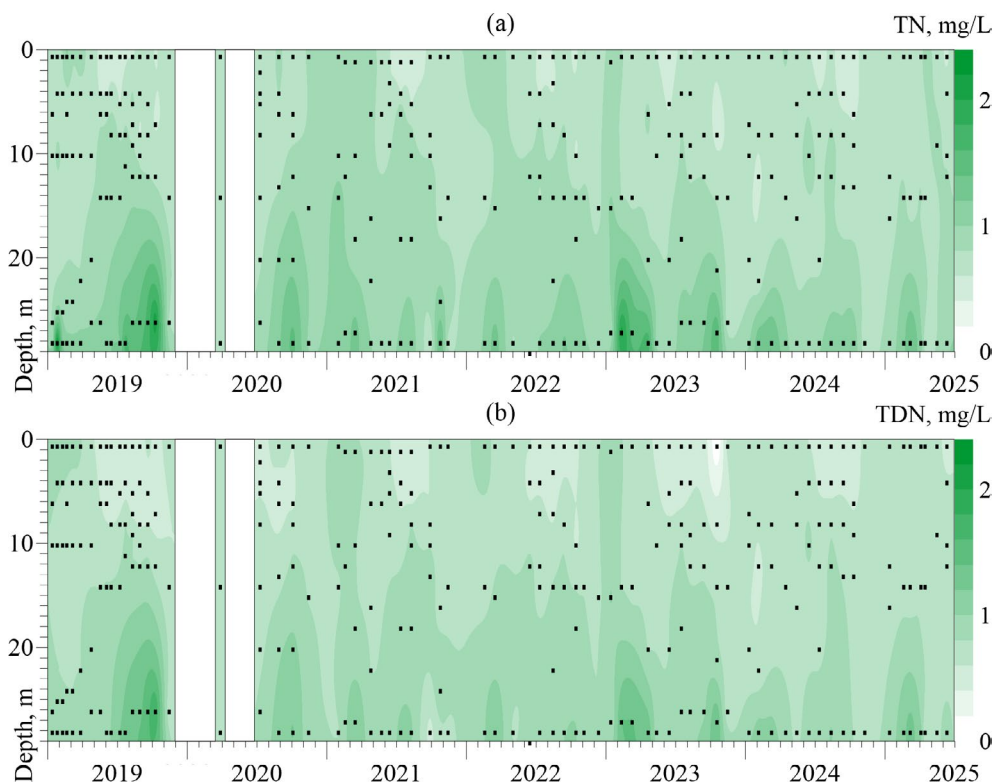


Fig.8. Total nitrogen content in Lake Glubokoe in 2019-2025 in unfiltered (a) and filtered (b) samples.

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

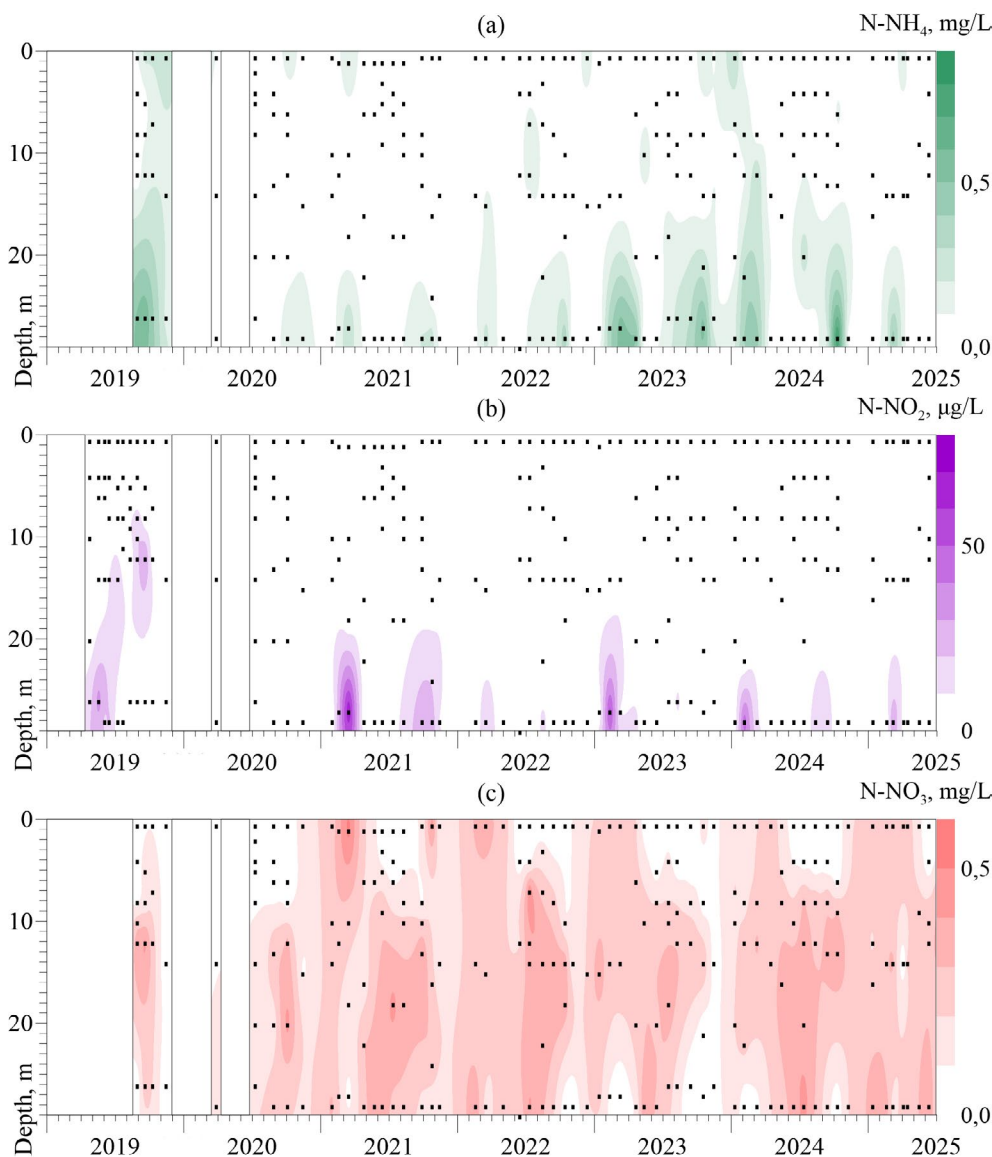


Fig.9. Content of mineral forms of nitrogen in Lake Glubokoe in 2019-2025: N-NH₄ (a), N-NO₂ (b), N-NO₃ (c).

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 Tirskeya, 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 Glubokoy. 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., Efremenko 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: Edelstein 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)
- Khatiri 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., Tirskeya I.B. 2005. Phytoplankton, epiphytes, and epizotes 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 Tyagi, 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.



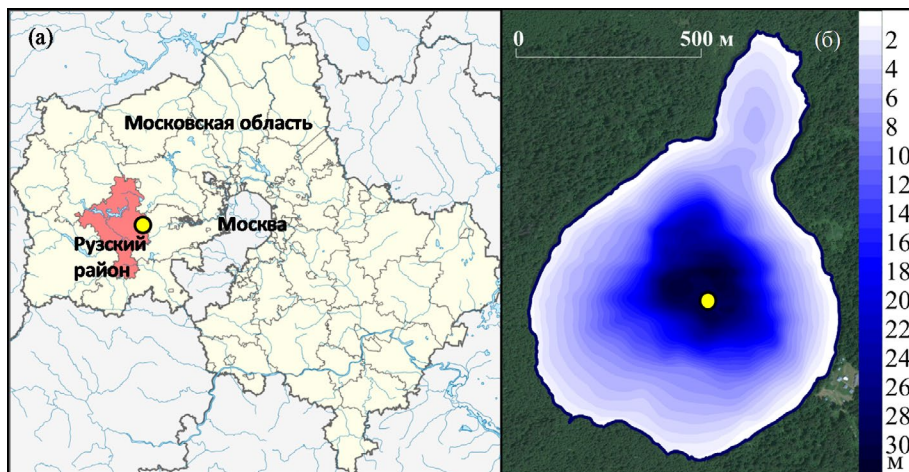


Рис.1. Схема расположения озера Глубокого в Рузском районе Московской области РФ (а) и рейдовой вертикали на акватории озера (б).

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 ($ХПК_{\phi}$), 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 снегозапасов 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 характе-

Таблица 1. Погрешности определения полевых и лабораторных показателей

Показатель	Погрешность	Источник
Полевые показатели		
T°C	± 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
TPP, DIP	0.1 мкг/л + 0.03 × значение	РД 52.10.738-2010
TP, 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

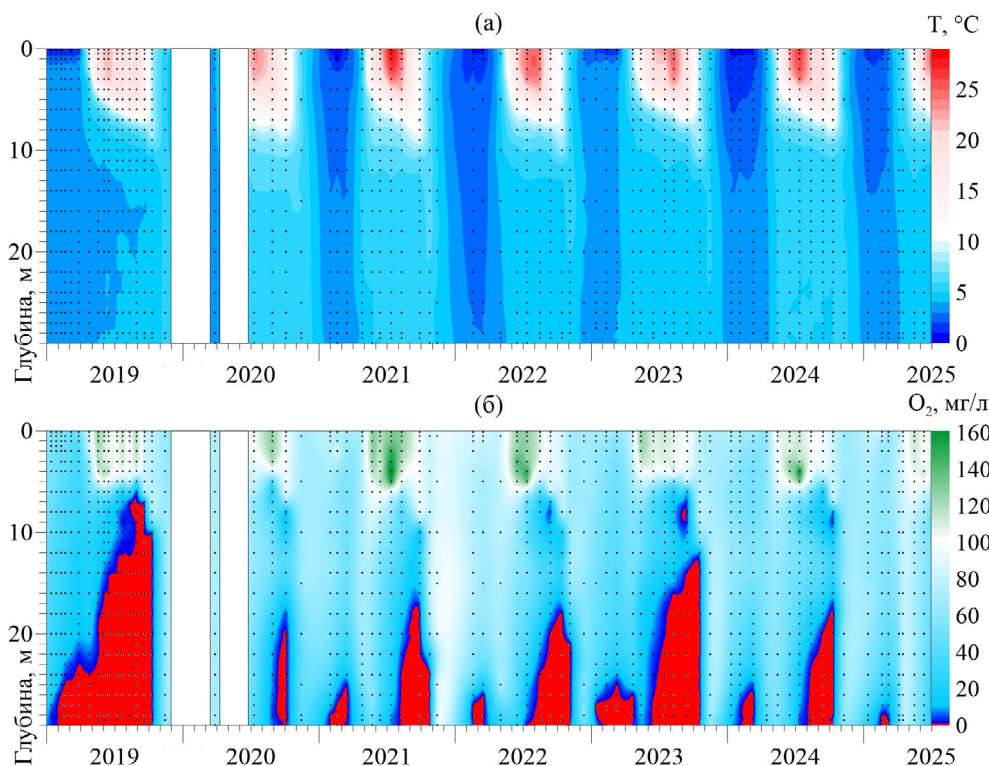


Рис.2. Распределение температуры воды (а) и относительного содержания растворенного кислорода (б) в озере Глубоком в 2019-2025 гг. (здесь и далее точками обозначены горизонты измерений, белые вертикальные полосы соответствуют периодам отсутствия наблюдений).

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 анокии 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 анокиа 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 анокии 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

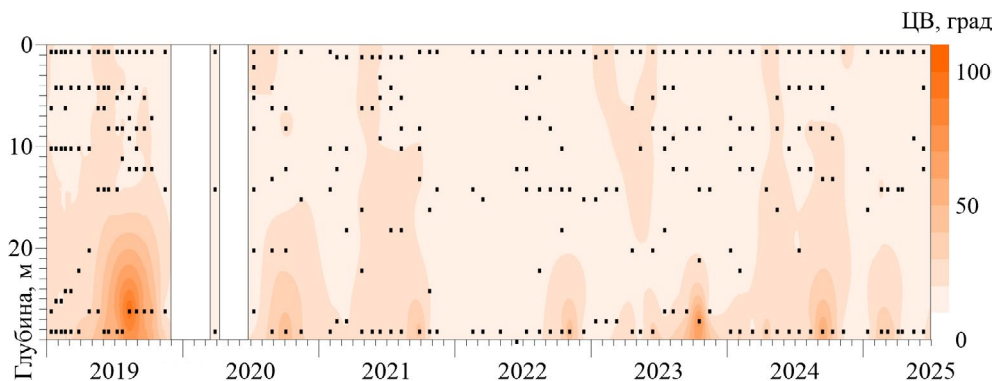


Рис.3. Распределение цветности воды в озере Глубоком в 2019-2025 гг.

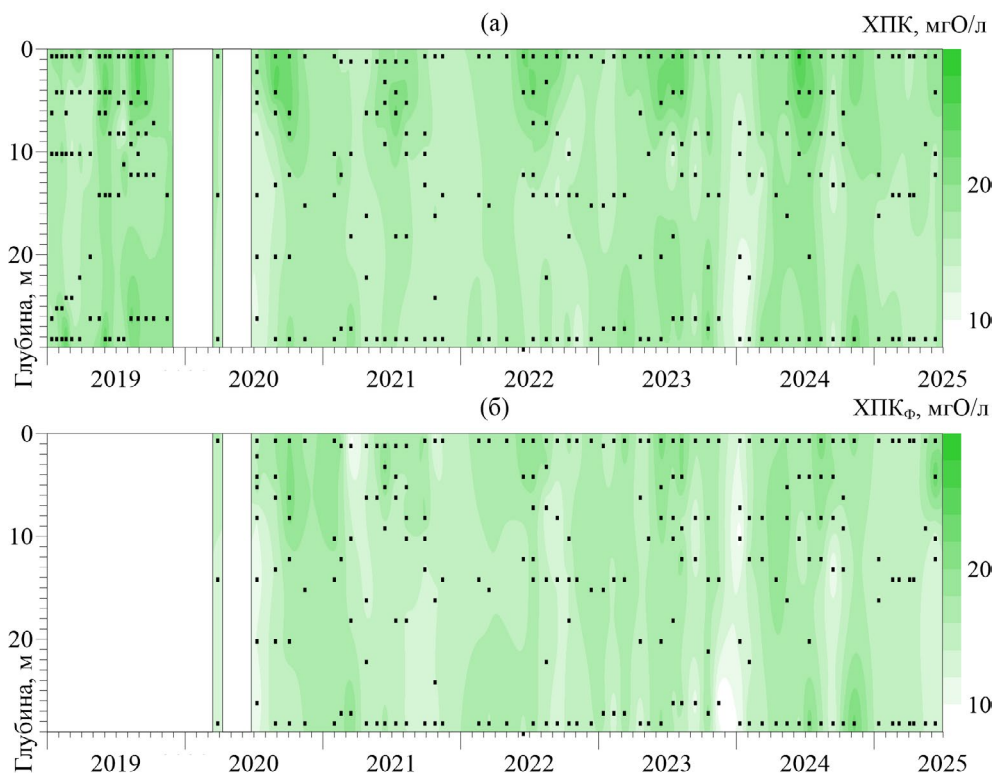


Рис.4. Распределение ХПК в озере Глубоком в 2019-2025 гг. в нефiltroванных (а) и фильтрованных (б) пробах.

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-

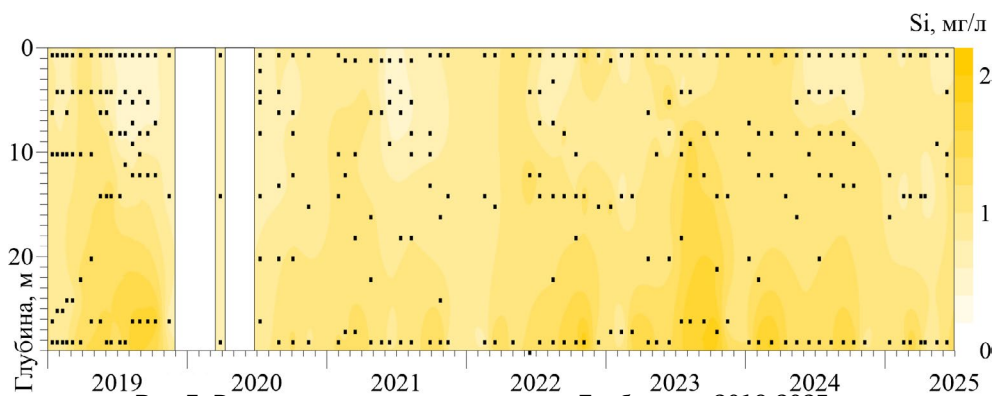


Рис.5. Распределение кремния в озере Глубоком в 2019-2025 гг.

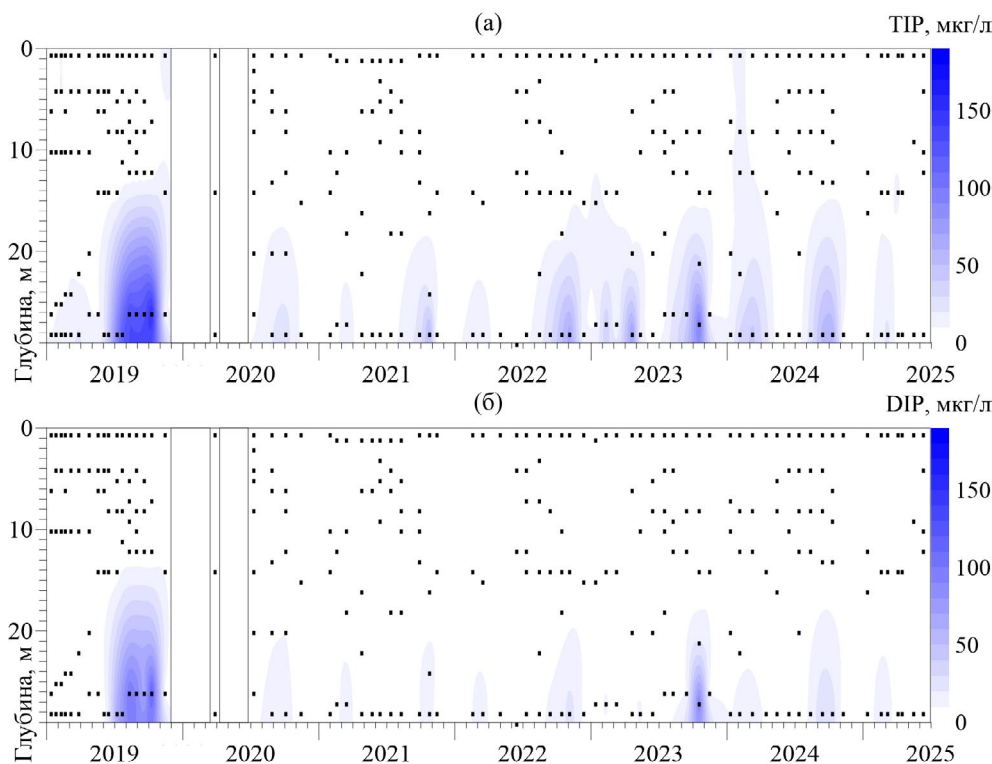


Рис.6. Распределение минерального фосфора в озере Глубоком в 2019-2025 гг. в нефiltroванных (а) и фильтrowанных (б) пробах.

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

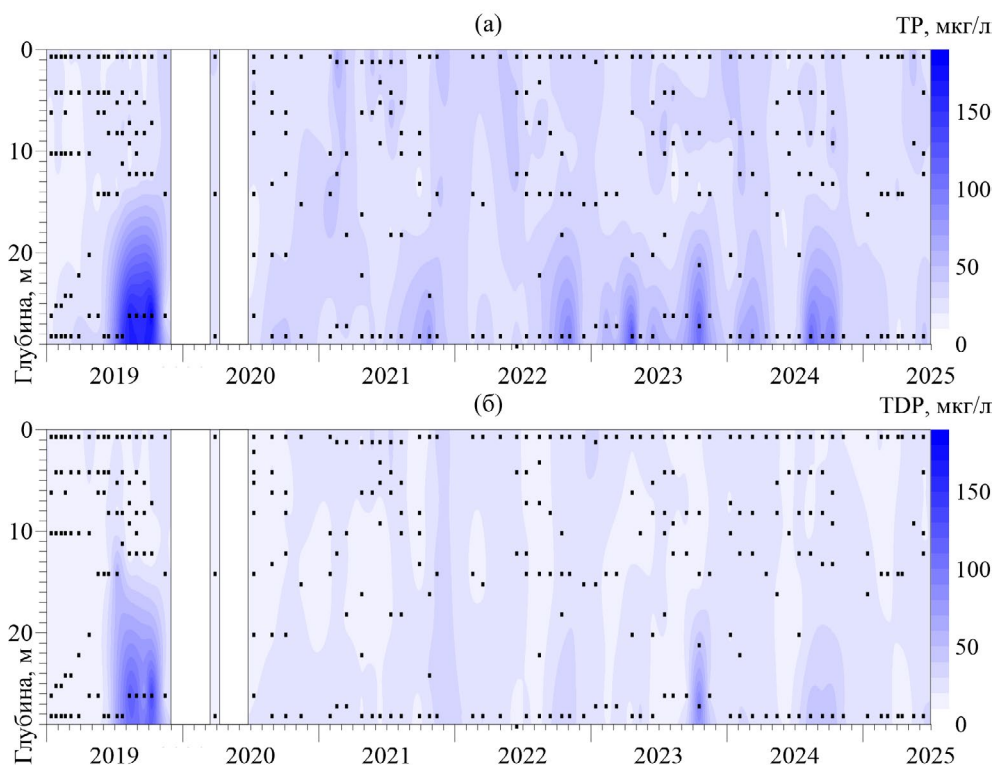


Рис.7. Распределение общего фосфора в озере Глубоком в 2019-2025 гг. в нефiltroванных (а) и фильтrowанных (б) пробах.

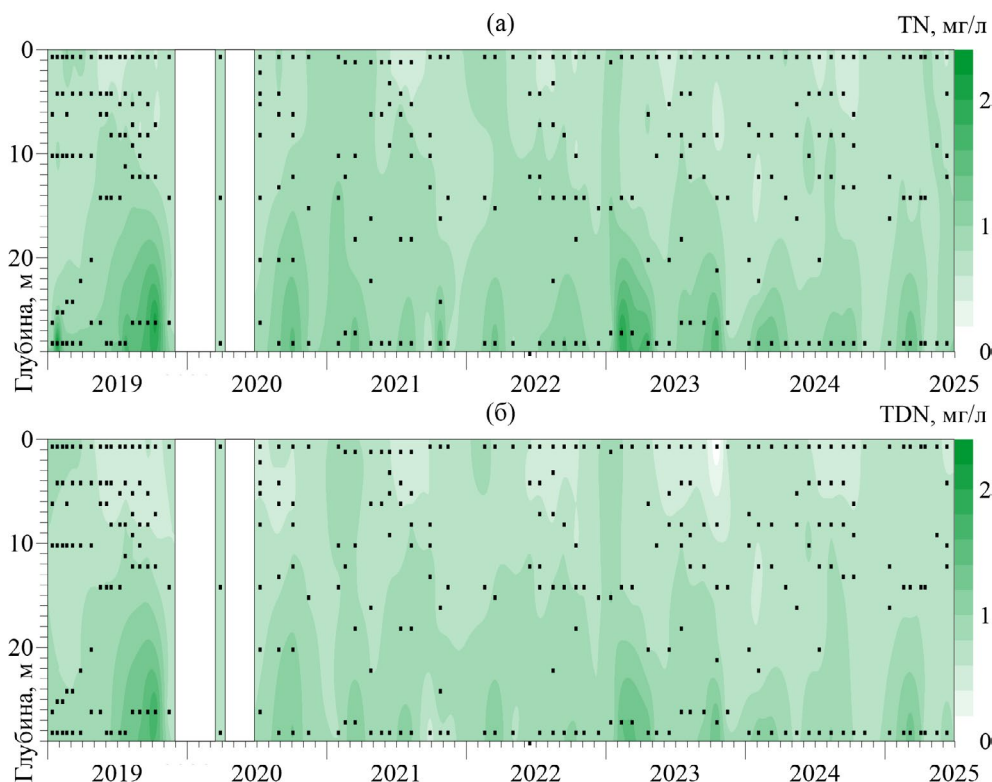


Рис.8. Содержание общего азота в озере Глубоком в 2019-2025 гг. в нефiltroванных (а) и фильtroванных (б) пробах.

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 присуща 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 – сине-зеленые, 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, запасавших 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).

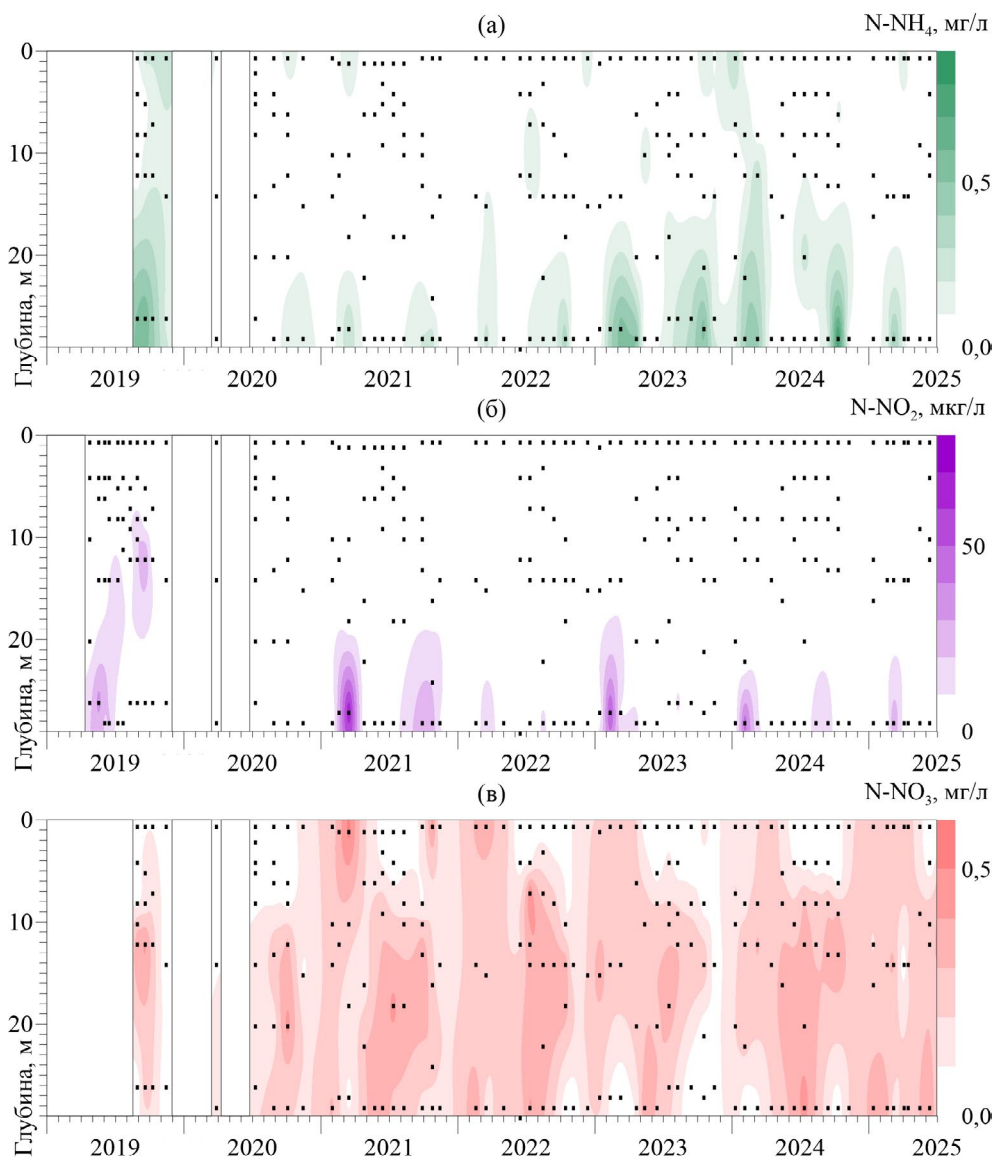


Рис.9. Содержание в озере Глубоком минеральных форм азота в 2019-2025 гг.: N-NH₄ (а), N-NO₂ (б), N-NO₃ (в).

В 2019 и 2023 гг., когда неполная весенняя циркуляция обусловила формирование наиболее обширной и продолжительной зоны анооксии, 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 анооксии.

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 Глубокое 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 Глубокое и Косинских озер прежде всего высокой ролью речного стока и его регулирования. Водохранилище 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 (1.10, 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 гетерополиокислоты.

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-ПЛИУС».

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)

Щербачков 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.