Original Article

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Assessment of the environmental situation in Kondopozhskaya Bay of Lake Onego based on the chemical composition of its water, bottom sediments, and deep-water macrozoobenthos indices affected by pulp-and-paper production and trout farming

Kalinkina N.M.*, Isakova K.V., Galakhina N.E., Belkina N.A., Sidorova A.I., Zdorovennov R.E.

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Aleksander Nevsky Str., 50, Petrozavodsk, 185030, Russia

ABSTRACT. Intensive long-term human activities related to the transport of wastewater from a pulp-and-paper plant and trout farms affect Kondopozhskaya Bay of Lake Onego. The current situation in the bottom sediments, which have been accumulating pollutants for about 100 years, is especially hazardous. Therefore, our studies aimed to assess the environmental situation in Kondopozhskaya Bay, based on temperature and gas regime indices in its bottom-water layers, the chemical composition of the bottom sediments, and the current state of deep-water macrozoobenthos. The temperature regime in the deep-water (23-79 m) zones of the bay displays low values (<10 °C) all year round. The 2011-2023 studies revealed that no deep-water bottom communities inhabit the bay's head, where wastewater from the Kondopoga pulp-and-paper plant affects and significantly transforms the areas with heavy pollution. Towards the Kondopozhskaya Bay outlet, the environmental situation is better, as indicated by an obvious change in the composition of its bottom communities, e.g. the relict crustacean, *Monoporeia affinis* (Lindström, 1855), which is sensitive to oxygen deficit. Analysis of the links between the chemical composition of the silt and the growth indices of *M. affinis* showed that this species is a highly significant indicator of local anthropogenic influence on the deep-water zones of Lake Onego. The absence of the relict amphipod *M. affinis* in the deep-water bottom communities indicates heavy pollution of the bottom silt with organic matter and a redox potential of <180 mV. Hypoxia in the bottom-water layers provokes a deleterious situation in the trout farming areas. Bottom communities in the area exhibit an abundance of Oligochaeta of the family *Tubificidae* and larvae of the genus *Chironomus* sp., tolerant to oxygen deficit, indicating that the bottom sediments are highly polluted with organic matter. The hazardous ecological situation in the bottom-water layers is critical for trout farming. Therefore, urgent measures are needed to diminish the anthropogenic load on the lake and to conduct permanent monitoring of the environmental situation in Kondopozhskaya Bay.

Keywords: Lake Onego, pulp-and-paper production, trout farms, temperature regime, gas regime, chemical composition, bottom sediments, deep-water macrozoobenthos

For citation: Kalinkina N.M., Isakova K.V., Galakhina N.E., Belkina N.A., Sidorova A.I., Zdorovennov R.E. Assessment of the environmental situation in Kondopozhskaya Bay of Lake Onego based on the chemical composition of its water, bottom sediments, and deep-water macrozoobenthos indices affected by pulp-and-paper production and trout farming // Limnology and Freshwater Biology. 2026. — No. 6. — P. 756–789. DOI: 10.31951/2658-3518-2026-A-6-756

1. Introduction

Various human activities affect Lake Onego, one of Europe's deepest water bodies. The head zones of its northwestern bays experience the major anthropogenic load, as Karelia's biggest cities (Petrozavodsk, Kondopoga, and Medvezhyegorsk) are situated there (The largest..., 2015). Kondopozhskaya Bay is a bay that has been most heavily polluted by wastewater from a pulp-and-paper plant for almost 100 years. Large-scale pollution has spread over the entire bay, affecting the chemical composition of its water, bottom sediments, as well as plankton and benthos (Kalinkina et al., 2012; Kalinkina et al., 2013; Timakova et al., 2014; Kalinkina et al., 2017; Galakhina et al., 2022; Belkina

*Corresponding author. E-mail address: cerioda@mail.ru (N.M. Kalinkina)

Received: June 26, 2026;
Accepted after revised: November 11, 2026;
Available online: November 20, 2026

© Author(s) 2026. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

et al., 2023; Zobkova et al., 2025). Trout farms, functioning in Kondopozhskaya Bay since the 2000s, contribute markedly to its eutrophication (Tekanova and Litvinova, 2022; Smirnova et al., 2024). The tributaries feeding the lake also affect the water in the bay. A large amount of organic matter flows into Kondopozhskaya Bay along with the water from the Suna River, the third largest tributary of Lake Onego (Sabylina, 2015).

Organic matter of autochthonous and allochthonous origin, as well as artificial suspensions, are deposited on the bottom, provoking heavy pollution of bottom sediments. These processes are most conspicuous in the head zones of Kondopozhskaya Bay, where wastewater from the pulp-and-paper plant is discharged. Sedimentation traps used in the head zone revealed the highest suspended solid sedimentation rate of 1847 g/m^2/year (Paleolimnology...., 2022; Belkina et al., 2022, 2023).

The study of the chemical composition of bottom sediments in Kondopozhskaya Bay revealed heavy pollution provoked by human activities. Sediments polluted by wastewater from the Kondopoga pulp-and-paper plant (KPPP) (Vasilyeva, 1999; Belkina, 2007; Belkina, 2015) mainly occupied the bottom area. Heavy pollution of bottom sediments in Kondopozhskaya Bay suppressed its deep-water macrozoobenthos, especially in the wastewater discharge area. A "dead" zone with no bottom organisms formed there on the bottom (Sokolova and Polyakova, 1975; Kaufman and Polyakova, 1986, 1990). At some distance from the wastewater discharge area, the ecological situation is better, as indicated by the hypoxia-sensitive crustacean *Monoporeia affinis* (Lindström, 1855), which is part of the bay's deep-water benthic communities (Polyakova, 2015).

Over the past 20 years, human activities have redistributed their influence on Kondopozhskaya Bay. The amount of KPPP's wastewater has decreased (Kalinkina et al., 2012), and more trout hatcheries are now functioning in the middle of the bay. The amount of total phosphorus discharged with KPPP's wastewater is now comparable to that of wastewater from trout farms (Filatov et al., 2024). In the past few years, the anthropogenic load provoked by the transport of phosphorus and organic matter has increased (Tekanova and Litvinova, 2022; Filatov et al., 2024). Oxygen concentration in the bottom-water layers in the trout farming area has substantially decreased, while phosphorus concentration has increased (Galakhina and Zobkov, 2022). Trout farming has provided an impetus to Kondopozhskaya Bay's eutrophication (Smirnova et al., 2024). Various human activities make it necessary to assess the environmental state of Kondopozhskaya Bay, based on deep-water macrozoobenthos indices.

The survival of deep-water benthos affected by large-scale human activities depends on temperature and gas regimes in bottom-water layers. The high precipitation rate of various organic substances is responsible for their intensive decomposition at the bottom. As a result, dissolved oxygen concentration decreases, and anoxic conditions develop. This, in turn, supports reduction conditions in the bottom sediments throughout the entire year, making them unsuitable for the survival of oxyphilic deep-water benthos species (Kalinkina et al., 2017). Therefore, special attention in our study was given to the seasonal pattern of temperature and gas regimes in the bottom-water layers and to the study of links between benthic indices and the chemical composition of bottom sediments in Kondopozhskaya Bay.

The aim of the present study was to assess the ecological situation in Kondopozhskaya Bay by analyzing the chemical composition of water, bottom sediments, and deep-water benthos. Our tasks were: to analyze the temperature and gas regime in bottom-water layers in the different zones of Kondopozhskaya Bay; to assess the abundance and structure of the deep-water macrozoobenthos in Kondopozhskaya Bay; and to appraise the contribution of the relict crustacean *M. affinis* as an indicator, based on the chemical composition of bottom sediments in Kondopozhskaya Bay of Lake Onego.

2. Material and methods

2.1. Description of the study area

Kondopozhskaya Bay is a large northwestern deep-water bay of Lake Onego (Fig. 1). Its water surface area is 223 km^2 and its water volume is 5.18 km^3. Kondopozhskaya Bay features a structurally complex bottom with depths distributed irregularly. The bay has a depth of ~15 m in the head zone, >80 m in the central deep-water zone, and up to 45 m in the open zone. Its average depth is 25.5 m.

The water exchange period in terms of external water exchange is 1.02 years. The period in terms of tributary water alone and regardless of external water exchange is 2 years (Litinskaya, 1975; Lozovik et al., 2019). Flowing into Kondopozhskaya Bay is the Suna River, a third biggest tributary of Lake Onego with a mean annual runoff of 2.27 km^3 (Balagansky et al., 2015). In the 1940s, a water power plant was built, ~90% of the Suna River's runoff was discharged along a new waterway via a system of lakes to the head of Kondopozhskaya Bay (the new river channel is shown in Fig. 1). Only 10% of river water flows along the natural channel into the western portion of the bay (the old river channel is shown in Fig. 1).

All studies in Kondopozhskaya Bay were conducted aboard the research vessels "Ecolog" and "Poseidon". Stations for sampling water and bottom sediments in Kondopozhskaya Bay are shown in Fig. 1. Along the longitudinal section in the Bay at station K_3 the depth reaches 15 m, at station K_4–26 m; K50–38 m; K_6–79 m; and K_7–42 m. Near trout farms, the depth at station KF1 reach 28 m; KF2–34 m; KF3–23 m; and KF4–11 m.

Wastewater from KPPP and trout farms has a considerable effect on Kondopozhskaya Bay. KPPP's wastewater has been discharged into the head of the bay for 97 years, since 1929. In the 1980s and 1990s, the amount of wastewater reached a maximum (average 71 Mm^3). In the past two decades, the Kondopozhskaya pulp-and-paper plant decreased its output markedly. As a result, the anthropogenic load on Kondopozhskaya Bay has substantially diminished. KPPP's runoff vol-

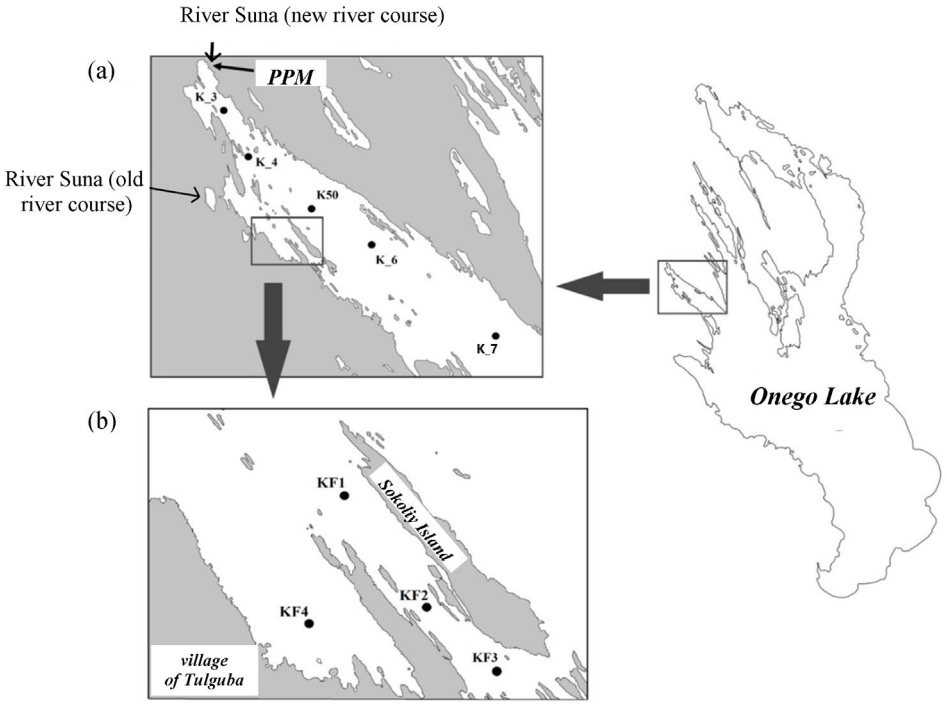


Fig. 1. Layout of stations in the Kondopozhskaya Bay of Lake Onego: a) stations along the longitudinal section in the Kondopozhskaya Bay–K_3; K_4; K50; K_6; K_7; b) stations near trout farms–KF1; KF2; KF3; and KF4; PPM–pulp and paper mill.

ume has been ~50 Mm^3 since the 1990s (Kalinkina et al., 2012; Timakova et al., 2014). Seventeen tons of mineral phosphorus, 1073 tons of easily mineralized organic matter, and 1333 tons of suspended solids are transported annually into the bay together with KPPP's wastewater. From the 2000s onwards, trout farms producing ~2000 tons of commercial trout per year have been functioning in Kondopozhskaya Bay. Eleven tons of mineral phosphorus, 480 tons of easily mineralized organic matter and 290 tons of suspended particles, together with trout farming waste, are transported annually into the bay (Tekanova and Litvinova, 2022).

Due to the high phosphorus load, elevated concentrations of total phosphorus are observed in Kondopozhskaya Bay, which from 2019 to 2021 averaged 49 μg/L (upper part of the bay), 48 μg/L (near the trout farms), 29 μg/L (middle deep-water part), and 12 μg/L (at the outlet of the bay) (Galakhina et al., 2022). The development of phytoplankton increases during the eutrophication of the bay. Elevated average concentrations of chlorophyll *a* in summer (4-5 μg/L) were observed in the upper and central parts of Kondopozhskaya Bay, near the trout cages–an average of 9 μg/L (Tekanova et al., 2023). In recent years, maximum chlorophyll *a* levels have been observed in the spring, when spring diatoms thrive. In June 2025, chlorophyll *a* concentration near the trout cages reached 22.8-23.3 μg/L.

2.2. Methods for analyzing the temperature and gas regimes in the study area of Kondopozhskaya Bay

Seasonal dynamics of temperature, oxygen concentration, carbon dioxide, and the pH value in the bottom-water layer was analyzed along the longitudinal section at the following stations: K_4; K50; K_6; K_7, and in the farming area at station KF2 (Fig. 1).

The temperature regime was analyzed using the registered database of the Northern Water Problems Institute, Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences (NWPI KarRC RAS) (Kalinkina et al., 2023), which contained the results of water temperature measurements in Kondopozhskaya Bay between 1982 and 2026. The temperature values obtained for bottom-water layers were as follows: 40 values at station K_4; 47 values at station K_50; 72 values at station K_6; 54 values at station K_7; and 15 values at station KF2. Temperature fluctuations in the bottom-water layers in different seasons were plotted by calculating the long-term average annual paths of seasonal shift based on double data smoothing by the moving average method (Syarki, 2013). Datasets were smoothed for temperature values and time. Five consecutive values were averaged. This approach was tested successfully by smoothing the annual path of water surface temperature and analyzing the phenological phases of phytoplankton in the central part of Lake Onego (Tekanova and Syarki, 2015).

Oxygen concentration in the water was estimated by Winkler's iodometric method; carbon dioxide concentration–by the titrimetric method, and the pH value–by the potentiometric method (Analytical..., 2017). Chemical water composition indices were measured in March and from May to October between 2017 and 2025. Overall, 138 samples were taken at all stations to determine oxygen concentrations, 135 samples–to determine carbon dioxide concentration, and 145 samples–to determine the pH value.

2.3. Approaches to assessment of the ecological situation in the bottom-water layer from gas composition indices and the pH value.

The ecological situation, assessed from oxygen concentration in the bottom-water layers, was based on comparison of diluted oxygen values for Kondopozhskaya Bay with the maximum allowable concentrations (MAC) of oxygen in water bodies used for commercial fishing in the Russian Federation (On approval of…, 2025). The maximum allowable oxygen concentration in water bodies, granted the highest commercial fishing category (e.g. Lake Onego) in the winter and summer seasons, is 6 mg/L To assess the hazardous situation in the bottom-water layers, data on critical oxygen concentrations for fish and benthos were used. For oxyphilic fish species (peled, muksun, dace, etc.) pre-hypoxia conditions in winter are formed at an oxygen concentration in the water of 3.0-4.5 mg O_2/L (Lukyanenko, 1987). Most of the fish species studied die at an oxygen concentration of 0.5-3 mg O_2/L This particular threshold value (concentration of 2 mg O_2/L) and lower oxygen concentrations are understood as hypoxic conditions for aquatic organisms, while anoxia is understood as total oxygen deficit (Galic et al., 2019).

Critical oxygen concentrations in the water for benthic organisms, e.g. mollusks, crustaceans, and aquatic insects, were obtained from functional indices (Galic et al., 2019). The respiration rate of the bottom invertebrates was demonstrated to be the most sensitive indicator, showing that the threshold oxygen concentration for aquatic animals is 6.4 mgO_2/L. Upon reaching this concentration, oxygen consumption decreased twice as much. The reproduction rate of the bottom invertebrates decreased on reaching an oxygen concentration of 3.7 mgO_2/L, a growth rate–of 1.8 mgO_2/L, and a feeding rate–of 0.8 mgO_2/L.

There are no standards for carbon dioxide concentration in Russia's water bodies where commercial fishing is conducted. Therefore, to assess the ecological situation in the bottom-water layers of Kondopozhskaya Bay, the CO_2 concentrations recorded were compared with threshold CO_2 concentrations hazardous to the fish and aquatic invertebrates. CO_2 concentrations toxic for the fish (loss of equilibrium and falling on one side) are 100-147 mg/L (trout), 257 mg/L (carp) and 440 mg/L (tench) (Lukyanenko, 1987). The safe CO_2 levels, recommended for cultivation of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum) in ponds, vary from 10 to 30 mg/L (MacIntyre, 2008). CO_2 concentrations, optimum for the vital activity of the fish, are 1.5-5 mg/L (Lukyanenko, 1987). With respect to the influence of CO_2 on aquatic invertebrates, the criteria for the harmful effect of CO_2, available in the literature, were developed during experiments on an euryhaline crustacean, the "white shrimp" *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931) (Furtado et al., 2017). The toxic influence of CO_2 in a four-day experiment was achieved at a CO_2 concentration of 59.1 mg/L. A CO_2 concentration of 5.9 mg/L was safe for the shrimp.

Low pH values cause the effect of CO_2 on aquatic organisms because dissolving a large amount of CO_2 acidifies the aquatic medium (Klem and Gutiérrez-Fonseca, 2017). Therefore, the pH values in the bottom-water layers of different Kondopozhskaya Bay zones were taken into account in our studies. The values showing an active response of the environment were compared to those accepted for water bodies used for commercial fishing with allowable pH values of 6.5–8.5 (On approval of…, 2025).

2.4. Methods for processing macrozoobenthos samples

Studies of zoobenthos were conducted in Kondopozhskaya Bay (Fig. 1) at stations located along the longitudinal profile (K_3, K_4, K50, K_6, and K_7) in 2011-2023. Studies of zoobenthos in the trout farming area (Stations KF1, KF2, KF3, and KF4) were conducted in 2018-2020.

Zoobenthos samples were taken with an Ekman-Berdge bottom grab, covering an area of 0.025 m^2 under standard methods (Krylov et al., 2024). Species were identified using identification guides (Pankratova, 1970; 1977; 1983; Identifier..., 2016). Oligochaeta species in benthic samples were identified between 2015 and 2020. Analyses were conducted using August-September data because the bulk of information was obtained during these months. A total of 65 macrozoobenthos samples were processed.

2.5. Approaches to analysis of links between the chemical composition of bottom sediments and the abundance of the *M. affinis*

To appraise the contribution of this relict crustacean as an indicator of the ecological situation in Kondopozhskaya Bay, the structure of links between the abundance of *M. affinis* and the composition of the bottom sediments was analyzed. We used the NWPI KarRC RAS archives covering the period between 2001 and 2008 to study both the bottom communities and the chemical composition of the bottom sediments (Kalinkina et al., 2017).

The surface layer of the bottom sediments was sampled with a Limnos stratometer and a piston core sampler, a modified version of Alexon's stratometer (Håkanson and Jansson, 1983). In bottom-water samples (upper 5 cm), the potentiometric method was used to obtain pH (glass electrode) and Eh values (Pt electrode and HEDP mediator). Natural moisture content (wet), porosity (por), and losses at ignition (LOI) at 550 °C in the bottom sediments were estimated by the gravimetric methods. Organic carbon (C org.) was determined by Tyurin's method. To determine the oxygen consumption of bottom sediments (DO), a method for determining the biochemical oxygen consumption in water was used (Belkina, 2011).

Oil hydrocarbon (OH) concentration was estimated by the IR spectroscopy method (Guidelines 16.1:2.22-98) (Methodology..., 1998). Chlorophyll *a* (ChlA) concentration was determined spectrophotometrically (λ = 663, 645, 630, and 750 nm) after

extraction with acetone (Analytical..., 2017). Iron and manganese concentrations were analyzed in acid extracts obtained by boiling naturally humid ground in 1N of sulfuric acid by the photometric methods: Fe–with o-phenolphenantroline at a wavelength of 510 nm (Guidelines 52.24.382-95.), and Mn–with formaldoxime at a wavelength of 450 nm (Guidelines 33-5.3.03-96) (Arinushkina, 1962).

Links between benthic indices and the chemical composition of the bottom sediments were analyzed by the principal components method (Korosov, 2007). For the method, the logarithm of reference data (abundance of relict small crustaceans and the indices of bottom sediment composition) was taken to normalize the distribution (Shitikov et al., 2005). Logarithms for pH and redox potential (Eh) values were not calculated because the pH value is a hydrogen ion concentration logarithm, and negative values were present in a sample analyzed in terms of its redox potential. In the principal component analysis, the factor loads of features with relative values equal to or greater than |0.7| were understood as significant (Korosov, 2007).

2.6. Statistical methods for data processing

Since data on the abundance and biomass of benthos, as well as the chemical composition of bottom sediments in Kondopozhskaya Bay, display asymmetry, median values and the median error were calculated for these indices. When the number of samples was small (n = 4), arithmetic mean values and standard error indices were calculated. To assess the relationships between indicators, the Spearman correlation coefficient was used. Statistical data processing was performed in the licensed package Statictica Advanced 10 for WindowsRu.

3. Results

3.1. Seasonal temperature dynamics of bottom-water layers

Seasonal variations in bottom-water layer temperature reflect the different phases of the hydrological regime in Kondopozhskaya Bay. In winter, during the reverse temperature stratification period, water temperature near the bottom at different stations varies from 0.8 to 3.3 °C (Fig. 2).

After ice break and spring water heating, the spring thermal bar in Kondopozhskaya Bay, understood as a frontal zone with the densest water temperature of 4 °C, takes place. As the thermal bar passes from the head of the bay to the bay outlet, the water column is mixed. As soon as summer stratification has formed, near-bottom water temperature increases slowly (Fig. 2). Temperature values in the bottom-water layers of the deep zones reach a maximum in autumn. During this period, the cooling of Lake Onego water provokes the deepening of the mixed layer. The dates of maximum temperatures in the bottom-water lay-

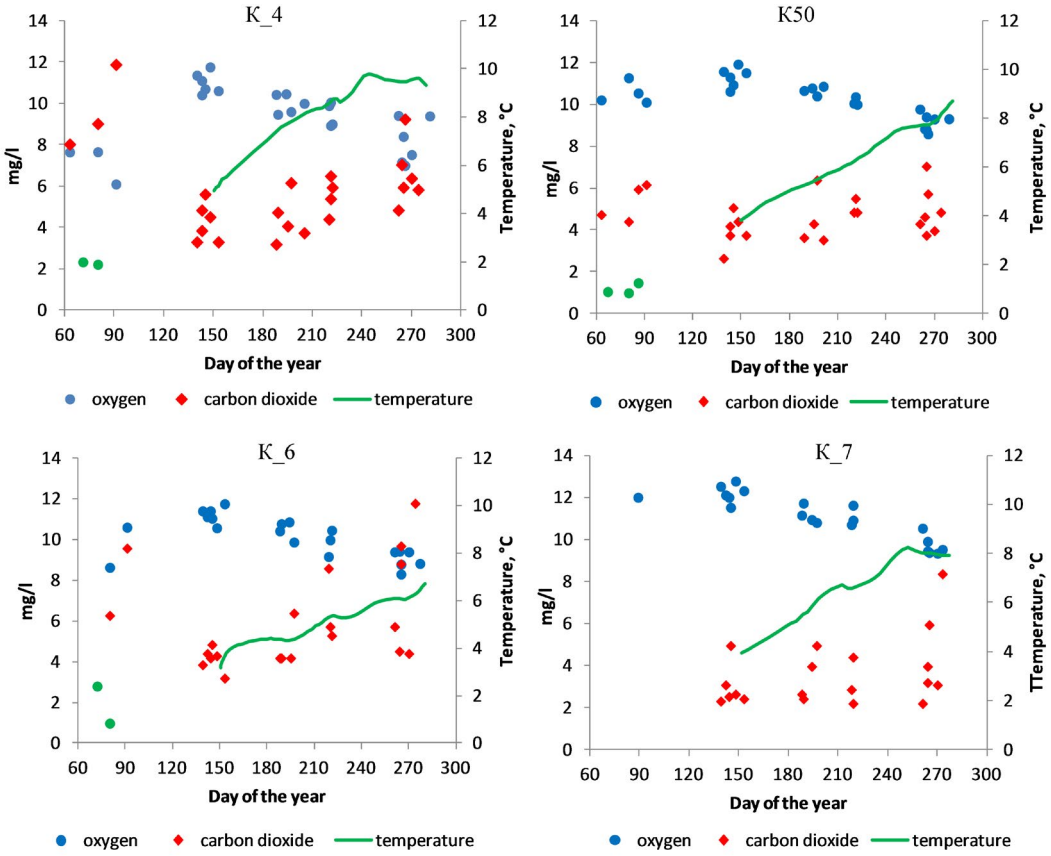


Fig. 2. Seasonal dynamics of temperature, oxygen, and carbon dioxide content in the bottom layers of water at stations (K_4, K50, K_6, and K_7) along the longitudinal section of Kondopozhskaya Bay: left ordinate axis–oxygen (mgO_2/L) and carbon dioxide (mg/L) concentration; right ordinate axis–water temperature, °C; abscissa axis–days since the beginning of the year; and green dots–water temperature measurements in winter.

ers depend on station depth (Boyarinov and Petrov, 1991; Efremova, 2010). For instance, at the 23-26 m deep station K_4, the maximum temperature of ~10 ˚C takes place in early September (Fig. 2). At stations K50 (depth 33-38 m) and K_7 (depth 37-42 m), the maximum bottom-water temperature values of 8–9 ˚C were recorded in late September-early October. At the 33-34 m deep station KF2 (trout farming area), the seasonal dynamics of long-time average values for water temperature in bottom layers are like those at stations K50 and K_7 (Fig. 3).

The maximum temperature at the deepest (down to 78-79 m) station K_6 is as low as 6–7 ˚C. Maximum temperatures in bottom-water layers at such depths were only recorded in late October. On reaching a maximum, water temperature decreases, and its values pass through 4 ˚C in November during the autumn thermal bar (Efremova, 2010). The autumn thermal bar phase is not shown in Figs. 2 and 3 because no studies were conducted in November.

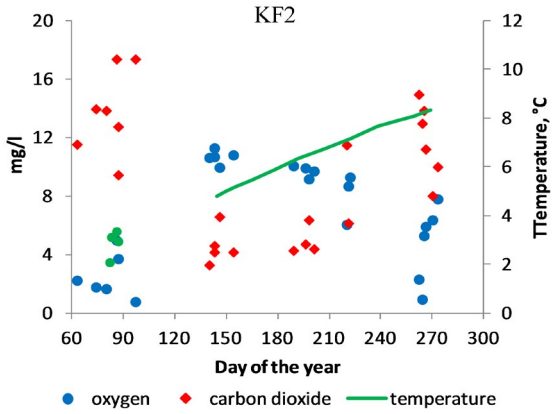


Fig. 3. Seasonal dynamics of temperature, oxygen, and carbon dioxide content in the bottom layers of water at station KF2 near trout farms in Kondopozhskaya Bay: left ordinate axis–oxygen concentration (mgO_2/L) and carbon dioxide (mg/L); right ordinate axis–water temperature, ˚C; abscissa axis – days since the beginning of the year; and green dots–water temperature measurements in winter.

3.2. Seasonal dynamics of oxygen and carbon dioxide concentrations and the pH value in bottom-water layers

Monitoring of Kondopozhskaya Bay in the winter of 2017–2025 at the stations along the longitudinal profile (K_4, K50, K_6, and K_7) revealed that in winter, oxygen concentrations in its bottom-water layers varied from 6.1 to 12.0 mgO_2/L (Fig. 2). Relative oxygen concentration in winter ranged from 54 to 78%. Oxygen concentrations in winter exceeded the MAC values of water-dissolved oxygen (6 mgO_2/L). However, oxygen concentration (6.1 mgO_2/L), recorded only at station K_4, was near the threshold for a deleterious effect on the respiration of aquatic invertebrates–6.4 mgO_2/L (Galic et al., 2019).

In spring, summer, and autumn, oxygen concentrations at all stations along the longitudinal profile were much higher than the MAC value of oxygen (6 mgO_2/L) and the threshold for a deleterious effect on the respiration of aquatic invertebrates (6.4 mgO_2/L). For instance, during spring mixing and oxygen transport from surface horizons to bottom layers, dissolved oxygen concentration on the bottom was maximum (10.4-12.8 mgO_2/L), i.e. 81-97% saturation. In summer, oxygen concentration in bottom layers was slightly lower than in spring, varying from 8.9 to 11.7 mgO_2/L (75-92% saturation).

In autumn, oxygen concentrations at stations K_4, K50, K_6, and K_7 were much lower than in spring and summer. Their values ranged from 7.2 to 10.5 mgO_2/L (66-91% saturation). Thus, by early autumn, oxygen concentration at the bottom had decreased. Oxygen shortage in the bottom layers in spring was due to the biochemical oxidation of organic matter, and the cessation of oxygen flow from the upper water layer was due to the density stratification of the water column. By early autumn, temperatures in bottom-water layers reached the maximum values, contributing to the acceleration of organic matter destruction and the lowering of dissolved oxygen concentration at the bottom.

In contrast to the stations on the longitudinal section, the situation in the trout farming area deteriorated (Fig. 3). Oxygen concentration in bottom-water layers in winter and autumn dropped to 0.8-2.3 mgO_2/L (oxygen water saturation 8-19%). Oxygen water saturation deficit was 81-92%. This suggested that as anoxic conditions, hazardous for fishes and aquatic invertebrates, approach, hypoxia develops in the trout farming area in winter and autumn. The situation improves markedly in the spring mixing period when oxygen concentration on the bottom increases to 10.0-11.3 mgO_2/L (oxygen water saturation 77-83%). In summer, however, oxygen concentration at the bottom declines to 6.2-9.7 mgO_2/L (49-79% saturation) and then drops abruptly in autumn to 1.0-7.8 mgO_2/L (8-68% saturation).

Carbon dioxide concentration in the bottom layer of Kondopozhskaya Bay is inversely proportional to oxygen concentration (Figs. 2 and 3). The lowest carbon dioxide concentrations (2.2–6.5 mg/L) at the stations along the longitudinal profile (K_4, K50, K_6, and K_7) were recorded in spring and summer (Fig. 2). The highest carbon dioxide concentrations at these stations were recorded in winter and autumn (Fig. 2), when CO_2 concentrations in the bottom-water layers varied from 3.7 to 11.9 mg/L. According to water quality criteria (Lukyanenko, 1987; MacIntyre, 2008; Furtado et al., 2017), these CO_2 levels were consistent with conditions conducive to the vital activity of fish and aquatic invertebrates.

In the trout farming area (station KF2), carbon dioxide concentrations in the bottom-water layers increased to 14.9-17.4 mg/L, significantly exceeding those at the stations along the longitudinal profile in the bay (Figs. 2 and 3). However, these carbon dioxide levels failed to reach toxic CO_2 limits for fish and bottom invertebrates, remaining lower than hazardous values (Lukyanenko, 1987; Furtado et al., 2017).

As CO_2 increases, the acid-base equilibrium shifts towards higher hydrogen ion concentration, provoking the acidification of the aquatic environment. These processes are most conspicuous in water bodies with the

low buffer capacity of water, as in Lake Onego, where average mineralization is as low as 37 mg/L (Sabylina, 2015). In our studies, a decline in the pH value in the bottom layers to 6.4–6.6 was recorded in spring and autumn in the trout farming area and near station K_4 (Fig. 4).

Here, maximum carbon dioxide levels are recorded in these seasons (Figs. 2 and 3). At stations K50, K_6, and K_7, the pH values were higher, varying from 6.7 to 7.4, i.e. within the neutral value range (Fig. 4). The pH values for the bottom-water layers of Kondopozhskaya Bay (except for one case, pH = 6.4 at station K_4) were all within an admissible range (6.5-8.5) for water bodies used for commercial fishing.

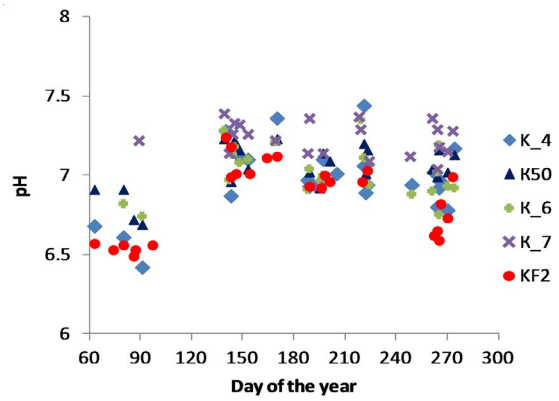


Fig. 4. Seasonal dynamics of pH values in the bottom layers of water at stations along the longitudinal section (K_4, K50, K_6, and K_7) and at station KF2 near trout farms in Kondopozhskaya Bay.

3.3. State of deep-water macrozoobenthos in Kondopozhskaya Bay from 2011 to 2023

3.3.1. Description of the species composition of deep-water macrozoobenthos

The bottom fauna of Lake Onego's deep-water zones displays poor species composition, as noted long ago by S.V. Gerd (1949). With depth, species composition is naturally impoverished (Kulikova et al., 1998). Poor species diversity in the profundal zones of Lake Onego is due to low temperature in its bottom-water layers and the distinctive chemical composition of Fe- and Mn-enriched bottom sediments. In the deepest areas (with depths over 70 m), where brown ore-bearing silts, shaped like ore crusts, are formed, the species composition and abundance of benthos display the lowest values (Gerd, 1949).

The 2011-2023 studies in the deep-water zone of Kondopozhskaya Bay revealed 29 taxonomic units of macrozoobenthos: 12 species of Oligochaeta, 14 chironomid larva taxa, 2 amphipod species (Crustacea), and one species of bivalve mollusk. Similar species diversity indices of macrozoobenthos in the deep-water zones of Lake Onego are available in (Sidorova, 2017). For instance, 32 taxonomic units of macrozoobenthos were identified in 2014, and 26–in 2015. In 2014-2015, deep-water macrozoobenthos species included 14 oligochaete, 19 chironomid, and 3 amphipod species, as well as one bivalve mollusk.

Table 1 shows the species composition of the deep-water macrozoobenthos in Kondopozhskaya Bay from 2011 to 2023.

The composition of Oligochaeta was dominated in distribution by the species *Tubifex tubifex* (Müller, 1774), *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede, 1862, and *Spirosperma ferox* Eisen, 1879. Less common subdominant species were *Stylodrilus heringianus* Claparede, 1862, *Lumbriculus variegatus* (Müller, 1774), and *Lamprodrilus isoporus* Michaelsen, 1901. Other species were either represented by a single sample or were not abundant. Larvae of the genera *Chironomus sp.* and *Procladius sp.*, and the species *Heterotrissocladius marcidus* (Walker, 1856), *Limnophyes karelicus* (Tshernovskij, 1949) dominated the amphibiotic insects, and *Trissocladius paratatricus* (Tshernovskij, 1949) was subdominant. The relict amphipod *M. affinis* absolutely dominated the

Table 1. Species composition of macrozoobenthos of Kondopozhskaya Bay (data for 2011-2023).

Groups	Taxa
Oligochaeta	*Alexandrovia ringulata* (Sokolskaja, 1961)
	Lamprodrilus isoporus Michaelsen, 1901
	Limnodrilus hoffmeisteri Claparede, 1862
	Lumbriculus variegatus (Müller, 1774)
	Naididae sp.
	Potamothrix hammoniensis (Michaelsen, 1901)
	Rhyacodrilus coccineus (Vejdovský, 1875)
	Spirosperma ferox Eisen, 1879
	Stylodrilus heringianus Claparede, 1862
	Tubifex newaensis (Michaelsen, 1903)
	Tubifex tubifex (Müller, 1774)
	Vejdovskyella comata (Vejdovsky, 1884)
Chironomidae	*Chironomus* sp.
	Harnischia curtilamellata (Malloch, 1915)
	Heterotrissocladius marcidus (Walker, 1856)
	Lauterbornia coracina Kieffer, 1911
	Limnophyes karelicus (Tshernovskij, 1949)
	Micropsectra gr. *praecox* (Meigen 1818)
	Paracladopelma camptolabis (Kieffer, 1913)
	Polypedilum scalaenum (Schrank, 1803)
	Procladius sp.
	Prodiamesa bathyphila Kieffer, 1918
	Stictochironomus crassiforceps (Kieffer, 1922)
	Tanytarsus gr. *gregarius* Kieffer, 1905
	Trissocladius paratatricus (Tshernovskij, 1949)
	Trissocladius zalutschicola Lipina, 1939
Amphipoda	*Monoporeia affinis* (Lindström, 1855)
	Pallasea quadrispinosa (G. O. Sars, 1867)
Bivalvia	*Pisidium* sp.

crustaceans. Samples contained the scarce crustacean *Pallasea quadrispinosa* (G. O. Sars, 1867). Mollusks were represented by the genus *Pisidium*.

3.3.2. Abundance and structure of macrozoobenthos in different zones of Kondopozhskaya Bay

The abundance and structure of deep-water macrozoobenthos in Kondopozhskaya Bay are shown in Tables 2 and 3.

The 2011–2023 studies demonstrated that samples from the head of Kondopozhskaya Bay, where KPPP's wastewater is discharged (station K_3, see Fig. 1 and Table 2), contained no macrozoobenthic organisms. This region was described as a «dead» zone with no benthos as early as the 1970s (Kaufman and Polyakova, 1986).

Near station K_4 (Tables 2 and 3), 3 km from the wastewater discharge area, the effect of wastewater weakens, despite heavily polluted bottom sediments, as indicated by low reduction-oxidation potential values (Belkina, 2005). Benthic organisms, highly resistant to organic matter pollution and oxygen deficit, are abundant here. For instance, Oligochaeta are more abundant than other macrozoobenthic organisms. In August-September 2011-2023, Oligochaeta in this zone showed an abundance of 0.04-11.44 thousand organisms/m^2 and a biomass of 0.16-11.43 g/m^2 (Table 2). Oligochaeta comprised 25-100% of the total abundance of benthos and 14-100% of its total biomass (Table 3). *T. tubifex*, *L. hoffmeisteri*, and *S. ferox* dominated. Chironomids displayed an abundance of 0 to 0.68 thousand organisms /m^2 and a biomass of 0 to 7.10 g/m^2. Chironomids accounted for 0% to 4% of total abundance and 0% to 86% of total biomass. *Chironomus* sp. and *Procladius* sp. predominated. Benthic samples from station K_4 contained no relict crustaceans such as *M. affinis*, which is highly sensitive to oxygen deficit (Modig and Ólafsson, 1998).

Ten kilometers away from KPPP and further (stations K50, K_6, and K_7), bottom sediments are less heavily polluted. The abundance of benthos at stations K50, K_6, and K_7 varied slightly (Tables 2 and 3). The total abundance of benthos at station K50 averaged 1.2 ± 0.405 thousand organisms/m^2, varying from 0.16 to 4.88 thousand organisms/m^2. Total biomass at this station was 3.89 ± 0.483 g/m^2 (0.44 to 16.38 g/m^2). At station K_6, average abundance was 1 ± 0.202 thousand organisms/m^2 (0.1-2.72 thousand organisms/m^2), and average biomass was 3.26 ± 0.555 g/m^2 (0.28-7.68 g/m^2). At station K_7, abundance was 1.29 ± 0.266 thousand organisms/m^2 (0.34-1.76 thousand organisms/m^2), and biomass was 4.64 ± 1.213 g/m^2 (0.85-7.784 g/m^2).

The most important feature of the benthic communities at stations K50, K_6, and K_7 is the presence of the crustacean M. affinis (Tables 2 and 3). However, its growth indices varied from station to station. At station K50, the abundance of M. affinis averaged 0.62 ± 0.156 thousand organisms/m^2 (maximum 2.28 thousand organisms/m^2) and its biomass increased to 3.36 ± 0.734 g/m^2 (maximum values 14.32 g/m^2). At station K_6, the average abundance of M. affinis was as low as 0.36 ± 0.127 thousand organisms/m^2 (maximum value 1.68 thousand organisms/m^2), and its biomass was 2.23 ± 0.652 g/m^2, reaching 5.1 g/m^2. At stations K50 and K_6, M. affinis was not detected in samples in some years. At station K50, M. affinis comprised 0% to 72% of the total abundance of benthos, and its biomass

Table 2. Median values and standard error of abundance (thousand specimens/m^2) and biomass (g/m^2) of macrozoobenthos and its main groups at stations K_3, K_4, K50, K_6, and K_7 in Kondopozhskaya Bay (2011-2023) and at stations KF1, KF2, KF3, and KF4 (2018-2023).

	N	B	Namph	Bamph	Nolig	Bolig	Nchir	Bchir
K_3	0	0	0	0	0	0	0	0
K_4	0.90 ± 0.468 (0.12-11.78)	3.39 ± 1.575 (0.51-12.26)	0	0	0.74 ± 0.480 (0.04-11.44)	1.26 ± 0.452 (0.16-11.43)	0.13 ± 0.058 (0-0.68)	1.13 ± 0.792 (0-7.10)
K50	1.2 ± 0.405 (0.16-4.88)	3.89 ± 0.483 (0.44-16.38)	0.62 ± 0.156 (0-2.28)	3.36 ± 0.734 (0-14.32)	0.54 ± 0.087 (0.16-3.76)	1.03 ± 0.238 (0.42-5.44)	*0.02 ± 0.005 (0-0.12)	*0.21 ± 0.043 (0-0.95)
K_6	1 ± 0.202 (0.1-2.72)	3.26 ± 0.555 (0.28-7.68)	0.36 ± 0.127 (0-1.68)	2.23 ± 0.652 (0-5.1)	0.72 ± 0.249 (0.06-2.2)	1.05 ± 0.269 (0.04-2.58)	0.01 ± 0.005 (0-0.12)	0.11 ± 0.050 (0-1.28)
K_7	1.29 ± 0.266 (0.34-1.76)	4.64 ± 1.213 (0.85-7.784)	0.89 ± 0.225 (0.2-1.44)	3.65 ± 1.094 (0.59-6.924)	0.29 ± 0.081 (0.08-0.4)	0.53 ± 0.195 (0.10-1.54)	0.04 ± 0.017 (0-0.16)	0.14 ± 0.019 (0-0.26)
KF1	1.78 ± 0.457 (0.64-4.24)	6.98 ± 2.708 (1.04-26.53)	0	0	1.52 ± 0.410 (0.42-3.16)	3.35 ± 1.194 (0.6-6.92)	0.2 ± 0.104 (0-0.96)	3.58 ± 1.639 (0-19.04)
KF2	*1.86 ± 0.159 (0.86-3.52)	*4.70 ± 0.246 (3.28-7.17)	0	0	*1.79 ± 0.161 (0.8-3.48)	*5.02 ± 0.254 (2.33-6.21)	*0.04 ± 0.005 (0-0.08)	*0.50 ± 0.078 (0-1.03)
KF3	*1.32 ± 0.054 (1.04-1.6)	*3.39 ± 0.242 (2.13-4.64)	*0.2 ± 0.031 (0.04-0.36)	*0.44 ± 0.008 (0.40-0.49)	*0.8 ± 0.054 (0.52-1.08)	*2.54 ± 0.216 (1.42-3.66)	*0.2 ± 0.008 (0.16-0.24)	*0.4 ± 0.034 (0.22-0.58)
KF4	*0.35 ± 0.019 (0.18-0.5)	*1.06 ± 0.096 (0.41-1.94)	0	0	*0.12 ± 0.012 (0-0.22)	*0.21 ± 0.024 (0-0.436)	*0.18 ± 0.023 (0-0.34)	*0.62 ± 0.106 (0-1.73)

Note: N–total abundance; B–total biomass; Namph–abundance of Amphipoda; Bamph–biomass of Amphipoda; Nolig–abundance of Oligochaeta; Bolig–biomass of Oligochaeta; Nchir–abundance of Chironomidae; Bchir–biomass of Chironomidae; minimum and maximum values are given in brackets; and *–due to the small sample, mean values and standard error of the mean are given.

Table 3. Ranges of contribution of the main groups of macrozoobenthos (%) to the total abundance and biomass at stations K_4, K50, K_6, and K_7 in Kondopozhskaya Bay (2011-2023) and at stations KF1, KF2, KF3, and KF4 (2018-2023).

	Namph, %	Nolig, %	Nchir, %	Bamph, %	Bolig, %	Bchir, %
K_4	0	25-100	0-67	0	14-100	0-86
K50	0-72	24-100	0-4	0-88	7-100	0-6
K_6	0-66	21-100	0-13	0-92	8-100	0-45
K_7	46-82	9-37	0-15	65-90	6-35	0-5
KF1	0	64-100	0-30	0	14-100	0-86
KF2	0	92-99	0-6	0	68-100	0-30
KF3	3-35	50-68	15	9-23	67-79	10-12
KF4	0	0-56	0-93	0	0-59	0-97

Note: Namph–share of Amphipoda abundance; Bamph–share of Amphipoda biomass; Nolig–share of Oligochaeta abundance; Bolig–share of Oligochaeta biomass; Nchir–share of Chironomidae abundance; and Bchir–share of Chironomidae biomass.

accounted for 0% to 88%. At station K_6, M. affinis contributed from 0% to 66% to total abundance and 0% to 92% to biomass (Table 3).

At station K_7, ~40 km from the wastewater discharge area, *M. affinis* showed a maximum average abundance of 0.89 ± 0.23 thousand organisms/m^2 and a maximum biomass of 3.65 ± 1.09 g/m^2. It should be noted that, in contrast to stations K50 and K_6, *M. affinis* amphipods were identified in all samples from station K_7; it comprised 46% to 82% of total abundance and 65% to 90% of total biomass (Table 3).

Regarding Oligochaeta, differences in their contribution to the abundance of benthos between stations K50, K_6, and K_7 were not as great as for relict amphipods. The most common Oligochaeta species at stations K50, K_6 and K_7 were *T. tubifex*, *L. hoffmeisteri*, and *S. ferox*, while *S. heringianus* and *L. variegatus* were scarce. At station K_50, Oligochaeta showed an abundance of 0.54 ± 0.087 thousand organisms/m^2 and a biomass of 1.03 ± 0.238 g/m^2. At station K_6, the abundance of Oligochaeta reached indices like those at station K50, varying within 0.72 ± 0.249 thousand organisms/m^2, and their biomass was 1.05 ± 0.269 g/m^2. At station K_7, Oligochaeta displayed the smallest indices within 0.29 ± 0.081 thousand organisms/m^2 and a biomass of 0.53 ± 0.195 g/m^2. Oligochaeta comprised 24-100% of total abundance at station K50, 21-100% at station K_6 and 9-37% at station K_7, and its contribution to total biomass was as follows: K50–7-100%, K_6–8-100%, and K_7–6-35%.

Various species represented chironomids in benthic communities at stations K50, K_6, and K_7. Species of the genera *Procladius sp.*, *Polypedilum scalaenum* (Schrank, 1803), *T. paratatricus*, *P. camptolabis* (Kieffer, 1913), *L. karelicus*, *H. gr. marcidus*, and others were commonly found. The abundance and biomass of chironomids at station K50 were 0.02 ± 0.005 thousand organisms/m^2 and 0.21 ± 0.043 g/m^2, respectively. At station K_6, these indices were 0.01 ± 0.005 thousand organisms/m^2 and 0.11 ± 0.050 g/m^2; at station K_7–0.04 ± 0.017 thousand organisms/m^2 and 0.14 ± 0.019 g/m^2, respectively. At station K50, chironomids comprised 0-4% in abundance and 0–6% in biomass; at station K_6–0-13% in abundance and 0-45% in biomass; and at station K_7 –0-15% in abundance and 0-5% in biomass.

In the trout farming area (stations KF1, KF2, KF3, and KF4, see Fig. 1, Tables 2 and 3) deep-water benthos has been studied regularly since 2018. At station KF1, benthos displayed a total abundance of 1.78 ± 0.457 thousand organisms/m^2 and a total biomass of 6.98 ± 2.708 g/m^2. Oligochaeta showed poor species composition, mainly *T. tubifex*, as well as *S. ferox*, *L. hoffmeisteri*, and *Potamothrix hammoniensis* (Michaelsen, 1901), but were highly abundant. They varied from 0.42 to 3.16 thousand organisms/m^2 in abundance and from 0.6 to 6.92 g/m^2 in biomass. Oligochaeta contributed 64-100% to total abundance and 14-100% to total biomass. Despite their relatively low abundance (0-0.96 thousand organisms/m^2), chironomids at this station showed a biomass of 3.58 ± 1.639 g/m^2 because of the domination of big pollution-resistant larvae of the genus *Chironomus sp*. Chironomids contributed 0-30% to the abundance and 0–86% to the biomass of the community. At station KF1, benthic communities comprised no relict amphipod, *M. affinis*, indicating poor oxygen conditions in the area.

At station KF2, macrozoobenthos showed an abundance of 0.86 to 3.52 thousand organisms/m^2 and a biomass of 3.28 to 7.17 g/m^2. Oligochaeta comprised 92 to 99% of total abundance and 68 to 100% of total biomass. Their abundance ranged from 0.8 to 3.48 thousand organisms/m^2 and biomass–from 2.33 to 6.21 g/m^2. The species composition of Oligochaeta was similar to that at station KF1, except for the stenothermal species, *L. variegatus*. The genus *Chironomus sp.* represented amphibiotic insect larvae at station KF2. Benthic samples contained no relict crustaceans, as at station KF1.

At station KF3, benthos showed a total abundance of 1.04-1.6 thousand organisms/m^2 and a total biomass of 2.13-4.64 g/m^2. Unlike stations KF1 and KF2, a few samples of the relict crustacean, *M. affinis*, were found at station KF3, with a total abundance of 0.04-0.36 thousand organisms/m^2 and a biomass of 0.40-0.49 g/m^2. Its contribution to total abundance and biomass was as small as 3-35% and 9-23%, respectively. Oligochaeta dominated the community, comprising 50-68% of abundance and 67-79% of biomass. They varied in abundance from 0.52 to 1.08 thousand organisms/m^2 and in biomass from 1.42 to 3.66 g/m^2. However, there were the stenothermal species, *L. iso-*

porus, and the oligosaprobic organisms of the genus *Naididae* sp. At station KF3, chironomids showed an abundance of 0.16-0.24 thousand organisms/m^2 and a biomass of 0.22-0.58 g/m^2. The species composition of chironomids (in comparison with other stations in the trout farming area) became more diverse, including *H. marcidus*, *Stictochironomus crassiforceps* (Kieffer, 1922), and chironomids of the genus *Procladius sp.*

At station KF4, which is located near the lake shore and affected by an old course of the Suna River (Fig. 1), macrozobenthos showed an abundance of 0.18-0.5 thousand organisms/m^2 and a biomass of 0.41-1.94 g/m^2. Oligochaeta showed a low abundance of 0-0.22 thousand organisms/m^2 and a biomass of 0-0.436 g/m^2, contributing 0-56% to total abundance and 0-59% to total biomass and displaying species composition identical to that at KF1 (*T. tubifex*, *S. ferox*, *L. hoffmeisteri*, and *P. hammoniensis*). At station KF4, amphibiotic insect larvae demonstrated a higher abundance of 0-0.34 thousand larvae/m^2 and a biomass of 0-1.73 g/m^2. They contributed 0-93% to total abundance and 0-59% to total biomass. Chironomids were only represented by *Chironomus* sp., which is characteristic of station KF1. No relict crustaceans were found at station KF4.

3.3.3. Appraisal of the relict crustacean, *M. affinis*, as an indicator

The relict crustacean, *M. affinis*, a major contributor to the biomass and abundance of deep-water macrozoobenthos in Lake Onego, is of special interest for bioindication (Polyakova, 2015). It is a major food item for whitefish (Gerd, 1949). In Lake Onego, *M. affinis* has a two-year life cycle (Kalinkina and Isakova, 2023). *M. affinis* is highly sensitive to oxygen deficit in water (Wiklund and Sundelin, 2001). *M. affinis* used to disappear from the Gulf of Finland, Baltic Sea, due to hypoxia (Maximov, 2003; Maximov, 2018; Berezina and Maximov, 2016). However, study of Arctic Lake Imandra revealed that *M. affinis* is resistant to heavy metal and nutrient salt pollution and has persisted in the deep zone of the lake over a long time despite human activities (Ilyashuk, 2002). In Lake Onego, *M. affinis* has not yet been assessed as an indicator.

To better understand the distribution pattern of *M. affinis* at the bottom of Kondopozhskaya Bay, a relationship between its abundance indices and the chemical composition of the bay's bottom sediments was studied. The abundance indices of *M. affinis* and the composition of the upper silt layer in the bay zones in 2001-2008 are shown in Table 4.

Table 4. Median values and error of the median for the abundance of *M. affinis* (Nm) and chemical composition of silts (0-5 cm) at stations in Kondopozhskaya Bay (2001–2008).

Parameter	K_3 n = 7	K_4 n = 7	K50 n = 9	K_6 n = 10	K_7 n = 10
Nm	0	0*	1.93 ± 0.37 (0.78–2.22)	1.31 ± 0.38 (0.42–2.36)	1.64 ± 0.42 (0.69–3.27)
Eh	38.7 ± 30.4 (-51.3–95.0)	100.0 ± 2.9 (16.0–176.0)	212.1 ± 23.9 (71.0–294.0)	145.3 ± 42.9 (39.0–652.0)	364.4 ± 32.3 (200.0–430.0)
pH	6.46 ± 0.14 (5.99–6.81)	6.67 ± 0.01 (5.24–6.82)	6.37 ± 0.04 (6.17–7.17)	6.82 ± 0.08 (6.72–7.07)	6.50 ± 0.03 (6.04–6.81)
wet	93.1 ± 2.7 (86.0–95.9)	87.7 ± 1.8 (83.7–92.9)	90.7 ± 0.8 (84.9–91.9)	90.3 ± 0.5 (86.3–96.5)	87.4 ± 1.8 (83.9–92.6)
por	0.92 ± 0.03 (0.86–0.98)	0.90 ± 0.02 (0.87–0.94)	0.92 ± 0.01 (0.89–0.94)	0.92 ± 0.01 (0.86–0.96)	0.90 ± 0.01 (0.88–0.92)
C	19.7 ± 2.0 (13.9–21.7)	12.7 ± 1.1 (10.0–16.4)	8.2 ± 0.3 (5.7–10.2)	6.6 ± 0.6 (5.1–9.4)	3.7 ± 0.3 (2.5–5.6)
LOI	45.1 ± 6.7 (25.0–64.4)	29.1 ± 2.2 (23.8–37.5)	21.0 ± 0.9 (15.0–26.0)	20.8 ± 2.0 (14.0–22.6)	15.8 ± 1.1 (12.8–17.7)
OD	8.33 ± 0.67 (6.00–9.88)	3.78 ± 0.37 (2.71–4.14)	0.69 ± 0.20 (0.47–2.56)	2.55 ± 0.45 (0.46–5.95)	0.45 ± 0.06 (0.30–1.50)
OH	0.135 ± 0.045 (0.040–0.197)	0.100 ± 0.037 (0.020–0.303)	0.012 ± 0.006 (0.004–0.169)	0.020 ± 0.005 (0.005–0.080)	0.009 ± 0.008 (0.004–0.033)
Fe	2.45 ± 0.61 (0.90–3.05)	3.44 ± 0.24 (2.66–4.32)	6.00 ± 0.34 (5.22–8.32)	6.62 ± 0.14 (6.17–8.05)	5.52 ± 0.11 (3.77–6.18)
Mn	0.33 ± 0.11 (0.19–0.58)	0.14 ± 0.03 (0.06–0.27)	1.06 ± 0.03 (0.76–1.90)	0.84 ± 0.18 (0.30–1.41)	0.77 ± 0.07 (0.68–1.45)
ChlA	88.1 ± 72.6 (9.0–592.3)	105.5 ± 60.8 (7.3–368.5)	69.9 ± 10.8 (8.1–130.6)	84.5 ± 10.2 (8.5–149.2)	3.1 ± 0.9 (1.5–9.0)

Note: Nm, thousand ind./m^2–abundance of *M. affinis*; Eh, mV–oxidation-reduction potential; pH–pH of bottom sediments; wet (% of dry weight)–natural moisture content; por–porosity; C–organic carbon content (% of dry weight); LOI–losses at ignition (% of dry weight); OD–oxygen demand g O_2/m^{-2}/day^{-1}; OH–concentration of oil hydrocarbons; Fe–total iron content (% of dry weight); Mn–total manganese content (% of dry weight); ChlA–chlorophyll *a* concentration, μg/g; n–number of measurements; *–absence of *M. affinis* at station K_4, except for a single value of 0.089 thousand ind./m^2; in brackets–the limits of variability of the parameters.

In the head of Kondopozhskaya Bay, where wastewater from KPPP is discharged (station K_3), and in the area near station K_4, the surface silt layer had the lowest reduction-oxidation potential, high organic carbon concentrations, substantial loss on ignition, and the highest oil product concentrations. Kondopozhskaya Bay is being intensively eutrophicated, as indicated by high chlorophyll *a* concentrations in its bottom sediments (Table 4). The transport of abundant autochthonous and allochthonous organic matter and its deposition on the bottom are responsible for the highest rates at which oxygen is consumed by the silt. Reduction conditions in the bottom sediments at station K_3 were reported over 40 years ago (Vasilyeva, 1986, 1990, 1999; Belkina, 2007; Belkina, 2015). Bottom sediments in this area contained an abundance of non-decomposed wood chips and pulp fibers. The artificial layer varies in thickness from several centimeters to 5 m. The amount of sediments polluted by KPPP's waste in the bay's head is 4 M m^3, corresponding to 600 thousand tons of dry matter (Belkina, 2005).

At some distance from KPPP's wastewater discharge area, the waste is diluted, and the ecological situation in the bay is better. At stations K50, K_6 and K_7, an oxidized layer forms on the bottom sediment surface, and the oxidation-reduction potential value increases (145-364 mV). Carbon concentration and related loss on ignition and oxygen consumption by the silt decrease. The bottom sediments are less heavily polluted by oil hydrocarbons. At station K_7, eutrophication is markedly less conspicuous, leading to the lowest chlorophyll *a* concentration in the bottom sediments (Table 4).

The abundance indices of the relict amphipods reflect the pattern of organic silt pollution and oxidation-reduction conditions. For instance, *M. affinis* is absent at stations K_3 and K-4, while at stations K50, K_6, and K_7, farthest from the wastewater discharge area, they show an abundance of 1.3–1.9 thousand organisms/m^2.

To reveal the pattern of links between the growth indices of relict crustaceans and the chemical composition of the silt, the principal components method was used. The abundance indices of the crustaceans and data on the chemical composition of the silt at stations K_4, K50, K_6, and K_7 were included in the reference matrix. Data on station K_3, where bottom sediments produced by pulp destruction are not inhabited by benthos, being an artificial material of no interest in terms of the benthic organism distribution pattern in Kondopozhskaya Bay, were removed from the database. Thus, the reference data matrix for the principal component analysis consisted of 12 columns (corresponding to the number of features) and 33 rows (for four stations in different years of study).

The fraction of the general variance encompassing the first two components was 65%, based on the results of the component analysis (Table 5). This indicates a close relationship between the indicators studied.

Fig. 5 shows the groups formed between the indicators studied. The oxidation-reduction potential value and the Fe and Mn content of the silt, positively correlating with the abundance indices of *M. affinis*, formed the first group of indicators. When the silt is heavily polluted with organic matter, e.g. oil products, relict crustaceans become less abundant. The indices Corg, LOI, OD, and OH formed a second group of indications. The moisture and porosity of the silt, which contributed markedly to the second principal component, formed a third group of indicators.

Table 5. Factor loadings of features (indicators of *M. affinis* abundance and chemical composition of silts) in the values of the principal components.

Parameter	The first component	The second component
Nm	-0.9*	-0.3
Eh	-0.7*	0.2
pH	0.0	-0.3
wet	0.1	-0.7*
Por	0.0	-0.7*
C	0.9*	-0.3
LOI	0.9*	-0.1
OD	0.8*	-0.3
OH	0.7*	0.2
Fe	-0.7*	-0.6
Mn	-0.8*	-0.5
ChlA	0.6	-0.5
Share of total variance, %	45	20

Note: For parameter designations, see Table 4.

The location of the stations at the axes of two principal components is shown in Fig. 6. Stations studied formed three groups. The position of each group depends on its distance from the KPPP's wastewater discharge area. The station closest to the head of

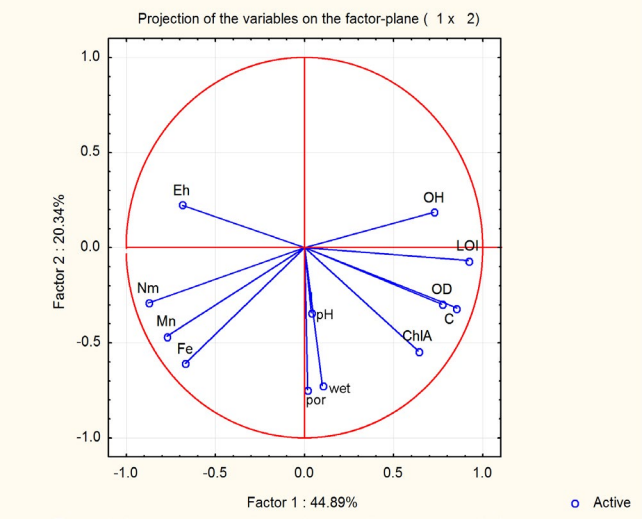


Fig. 5. Pleiad organization of parameters in the axes of the first and second principal components. Designations: Nm–abundance of *M. affinis*; Eh–oxidation-reduction potential; pH–pH of bottom sediments; wet–moisture content; por–porosity; C–content of organic carbon; LOI–losses at ignition; OD–oxygen demand; OH–concentration of oil hydrocarbons; Fe–content of total iron; Mn–content of total manganese; and ChlA–concentration of chlorophyll *a*.

Kondopozhskaya Bay is K_4, where no amphipods *M. affinis* were detected. It is the most heavily polluted with organic matter and the lowest Fe and Mn concentrations. Therefore, this group occupies the upper right quadrant.

Three other stations–K50, K_6, and K_7–occupy the upper left and the lower left quadrants because they are least heavily polluted with organic substances, display an oxidative situation at the surface of the bottom sediments, and are inhabited by the relict crustacean, *M. affinis*. At stations K50 and K_6, the silts are slightly more porous and humid than those at stations K_4 and K_7, reflecting the distinctive grain size composition of the silts due to the elevated concentration of finely dispersed fractions in the silts of these deeper zones. The third group of indications is responsible for the position of stations K50 and K_6 in the lower left quadrant at the axis of two principal components (Fig. 6).

Regarding Fe (5.52-6.62%) and Mn (0.77-1.06%) concentrations characteristic of stations K50, K_6, and K_7, bottom sediments in Lake Onego exhibit elevated levels of these elements, reflecting the effect of the paludified watershed area from which iron and manganese are transported together with humic substances (Vasilyeva, 1999; Belkina et al., 2023). The presence of oxygen in the surface layer of the bottom sediments is responsible for the accumulation of insoluble Fe and Mn oxides in the geochemical barrier zone.

If Eh values are appraised, and their effect on the abundance of *M. affinis* is analyzed, the following pattern becomes obvious: at Eh value of 176 mV, the above abundance varies from 0.089 thousand organisms/m^2 to values as high as 3.267 thousand organisms/m^2 (Fig. 7).

With a decline in the Eh value below 176 abundance drops abruptly, provoking the complete absence of amphipods. Hence, this boundary of the oxidation-reduction potential (~180 mV) should be understood as the survival limit of *M. affinis*. Its absence in deep-water communities would indicate heavy pollution of bottom sediments with organic substances and a deleterious environmental situation provoked by reduction conditions in the silt.

Thus, component analysis proved the significance of the relict crustacean, *M. affinis*, as an indicator of pollution of bottom sediments with pulp-and-paper production waste. Importantly, the distinctive characteristics of Lake Onego's bottom sediments (elevated iron and manganese concentrations) do not lower the informative significance of *M. affinis as* an indicator of pollution in silt with low (<180 mV) oxidation-reduction potential values in the deep-water zones of Lake Onego.

4. Discussion

4.1. Description of the ecological situation in Kondopozhskaya Bay, based on gas composition indices

The study of gas composition in the bottom-water layers of Kondopozhskaya Bay showed that seasonal variations in oxygen and carbon dioxide concentrations, as well as the pH value in its bottom-water layers, are closely related to the hydrological regime of Kondopozhskaya Bay. Minimum oxygen and maximum carbon dioxide concentrations are observed in the underflow (beneath the ice) period and in autumn, at the end of the vegetative season (Figs. 2 and 3). Maximum oxygen and minimum carbon dioxide concentrations were recorded in the spring thermal bar period, when the water layers are mixed, enriching the bottom layers with oxygen supplied from oxygen-saturated surface-water layers. Carbon dioxide moves from the lower layers to the upper layers, degassing the atmosphere.

We revealed a significant ($p < 0.05$) inverse relationship between oxygen concentration and carbon dioxide in bottom-water layers at different stations in Kondopozhskaya Bay (Fig. 2). The Spirmen's correlation coefficients between the concentrations of the two gases at stations K_4, K50, K_6, K_7, and KF2 were –0.86; –0.45; –0.77; –0.54 and –0.92, respectively. The inversely proportional relationship between water-dis-

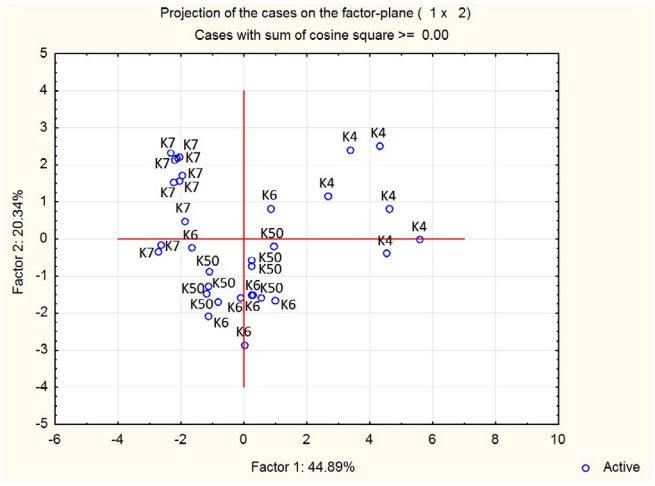


Fig. 6. Ordination of stations for studying bottom sediments in Kondopozhskaya Bay in the axes of the first and second principal components; K_4, K50, K_6, and K_7–stations along the longitudinal section (the location of the stations is shown in Fig. 1).

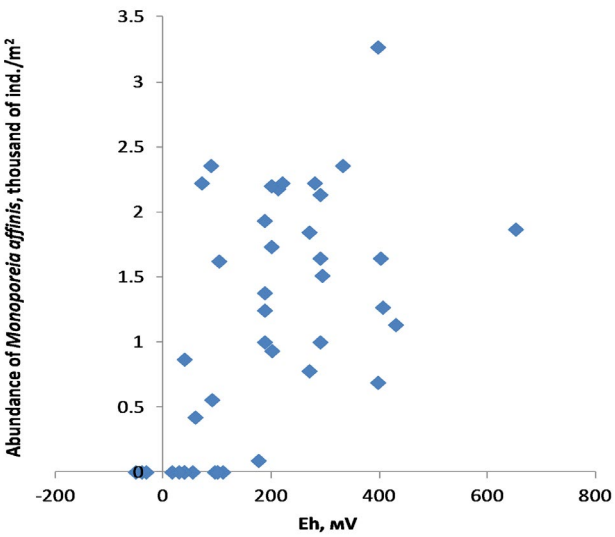


Fig. 7. Changes in the abundance of *M. affinis* at different values of the oxidation-reduction potential of the surface layer of bottom sediments in Kondopozhskaya Bay.

solved oxygen and carbon dioxide in the bottom-water layers of Lake Onego demonstrates that biological processes at the bottom are vital for seasonal gas dynamics, namely organic matter destruction through bacterial respiration. During biochemical oxidation, microorganisms absorb oxygen and release carbon dioxide, leading to their stable negative correlation. Seasonal temperature stratification, which impedes vertical mixing, also affects the dynamics of these gases. As a result, in the winter and summer seasons, carbon dioxide accumulates in the bottom-water layer, and oxygen concentration decreases simultaneously.

The situation at the stations along the longitudinal profile was conducive. In all seasons, the bottom-water layers were highly saturated with oxygen. However, low oxygen concentration (6.1 mgO_2/L), at which the respiration of the benthos could be suppressed, was recorded in winter at station K-4. On the contrary, at station K_7 at the Kondopozhskaya Bay outlet, oxygen conditions were the best due to the influence of clear lake water transported from adjacent Bolshoe Onego Bay, which markedly improves water quality in Kondopozhskaya Bay by saturating the water with oxygen (Pirozhkova, 1986, 1990).

In the trout farming area, oxygen concentrations in the bottom-water layers indicate a highly unsuitable situation for aquatic organisms. When oxygen concentrations drop below 6.4 mgO_2/L for a significant part of the year, respiration suppression occurs, and benthic organisms face disruptions in reproduction, feeding, and growth. Additionally, the trout farming area experiences a lack of oxygen (hypoxia).

4.2. Bioindication of the ecological situation in Kondopozhskaya Bay based on deep-water macrozoobenthos indices and the chemical composition of bottom sediments

Macrozoobenthos in Kondopozhskaya Bay of Lake Onego is influenced by versatile pollution provoked by the pulp-and-paper plant, the city of Kondopoga, as well as towns, villages, rural communities, and trout farms. Kondopozhskaya Bay's bottom communities, in particular deep-water macrozoobenthos, are bioindicators of cumulative effects provoked by the long-term deposition of pollutants at the bottom (Kalinkina et al., 2012).

Analytical data revealed the zones of Kondopozhskaya Bay in which bottom sediments differ from each other in chemical composition, as well as in the abundance and species diversity of macrozoobenthos. In the bay's head, at station K_3, where KPPP's wastewater is discharged, there is a "dead" zone with no benthos at the bottom. Bottom sediments in this part of the bay contain a large amount of undecomposed wood and pulp remains. In the absence of oxygen, toxic substances (methane, mercaptanes, hydrogen suphide, sulphites, thyosulphates, sulphates, linosulphonates, and phenoles) are transported in large quantities from the bottom sediments to the bottom-water layers (Vasilyeva, 1999; Belkina, 2015). Thus, bottom sediments in the head of Kondopozhskaya Bay are unsuitable for the survival of benthic organisms due to anaerobic organic matter decomposition processes, as indicated by negative oxidation-reduction potential values often recorded in the surface layer of the bottom sediments (Table 4).

At station K_4, near the "dead" zone, there are high abundance and biomass indices of the Oligochaeta and larvae of pollution-resistant amphibiotic insects. The results of our studies demonstrate considerable bottom pollution in this area, responsible for the domination of pollution-resistant species of the family *Tubificidae* and larvae of the genera Procladius and *Chironomus* capable of existing in an anaerobic environment. In this zone, an abundance of organic substances of autochthonous origin, indicated by high chlorophyll *a* concentration in the silt, provides food for deep-water benthos, contributing to its active reproduction.

In the central part of the bay and at its outlet (stations K50, K_6, and K_7), the presence of the relict amphipod, *M. affinis*, indicates oxidation in the surface layer of the silt, providing good conditions for the growth and reproduction of the species. The deep-water depression of Kondopozhskaya Bay silt exhibits high plant pigment concentrations (205 μg/g) (Vasilyeva, 1999). Sedimentation traps revealed high chlorophyll *a* concentration in the precipitating substance: at station K50–165 μg/g, and at station K_6–249 μg/g (Belkina et al., 2023). High chlorophyll *a* concentration in the surface layer of the silt indicates conducive trophic conditions for deep-water benthos near Kondopozhskaya Bay stations caused by eutrophication processes in the bay.

Nevertheless, silt near station K_6 is described as highly polluted, as indicated by its chemical composition (Belkina, 2015). This is due to the accumulative pattern of the zone (depth down to 80 m) and the distinctive polluted water distribution in bottom-water layers, contributing to a high sediment accumulation rate of 983 g/m^2/year (Paleolimnology..., 2022). High C:N ratio values and low humic coefficient values (Khum. = Chum. : Corg. = 0.1) in the silt indicate the artificial origin of the organic matter in the sediment. Considerable variations in Eh value (39-652 mV) point to the substantial variation of redox conditions in the bottom sediments. The situation is more conducive at station K_7, where redox potential values in the surface layer of the silt are the highest (200-430 mV) (Table 4), indicating the best oxygen conditions for the existence of the relict amphipod, *M. affinis*.

The study of the influence of a new anthropogenic factor (trout farms) revealed considerable pollution of bottom sediments in this area. Primarily, no relict amphipods were found near the trout farms. However, the growth indices of the Oligochaeta and chironomids, dominated by species of the oligochaete family *Tubificidae* and larvae of the genus *Chironomus* sp., remained high. The prevalence of these species and their high biomass indicate considerable pollution of the bottom sediments. Only at one station, farthest from trout farms, relict crustaceans, which occurred in these

zones accidentally, were recorded once. The results of bioindication are in good agreement with available data on low oxygen concentrations in the bottom-water layers consistent with hypoxia in the trout farming area. Benthic and gas regime indices in this area indicate the transport of abundant organic substances from trout farms and the formation of pollution zones.

5. Conclusions

1. The 2011-2023 studies revealed that deep-water benthic communities in various parts of Kondopozhskaya Bay of Lake Onego have undergone significant transformation. At the bay's head, near the KPPP's wastewater discharge zone with no bottom communities, there is the "dead" zone continues to exist. The most resistant organisms, e.g. those of the family *Tubificidae*, are common in the adjacent highly polluted area. Towards the bay outlet, more conducive conditions for bottom organisms form, and zoobenthos is more diverse. The most important factor indicating a conducive ecological situation is the relict amphipod *M. affinis* in the benthic community. Its significance as an indicator was proved during the studies on Lake Onego. The absence of the amphipod indicates considerable changes in deep-water bottom communities and heavy pollution of silt at a redox potential below 180 mV.

2. Our study indicated that trout farms have a substantial impact on the environment of Kondopozhskaya Bay of Lake Onego. Analysis of a gas regime in the bottom-water layers of Kondopozhskaya Bay revealed that a hazardous situation for aquatic organisms regarding dissolved oxygen concentration formed in the trout farming area, where a lack of oxygen (hypoxia) in winter and autumn may kill the fish and suppress the bottom animals. Trout farms should take into account this highly hazardous situation in the bottom-water layers and take steps to lower the load on the bay and optimize trout cultivation conditions.

3. The ecological situation in the areas adjacent to the trout farms has markedly deteriorated, as indicated by changes in the structure and composition of bottom communities. Trout farms provoke changes in the relationship of various groups of organisms in bottom communities. Species sensitive to pollution disappear, giving way to pollution-resistant organisms. This leads to the domination of species capable of resisting high organic matter concentrations and various pollutants transported from trout farms.

Acknowledgments

The study was carried out within the framework of the state assignment of the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences "Functioning of the ecosystem of Lake Onego and lake-river systems of its catchment area under conditions of climate change and anthropogenic impact" FMEN-2026-0011 using scientific equipment of the Shared Use Center of the Federal Research Center "Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences"

The authors express their gratitude to the crews of the research vessels "Ecolog" and "Poseidon" for assistance in obtaining expeditionary observation data. We thank I.A. Baryshev, Senior Researcher at the Institute of Biology of the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences, for assistance in determining the species composition of macrozoobenthos communities in samples collected in 2017–2020. We would like to thank G.N. Sokolov for translating this article into English.

Conflicts of interest

The authors declare no conflict of financial or personal interest.

References

Analytical, kinetic and calculation methods in hydrochemical practice. 2017. In: Lozovik P. A., Efremenko N. A. (Eds.). Saint Petersburg: Nestor-History. (in Russian)

Arinushkina E.V. 1962. Handbook of chemical analysis of soils. Moscow: Moscow State University Publishing House. (in Russian)

Balagansky A.F., Karpechko V.A., Litvinenko A.V. et al. 2015. River flow resources and water balance. In: Filatov N.N. (Ed.), In: Filatov N.N. (Ed.), The largest lakes-reservoirs of the north-west European part of Russia: current state and changes of ecosystems under climate variability and anthropogenic impact. Petrozavodsk: Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences. pp. 127–133. (in Russian)

Belkina N.A. 2005. Retrospective assessment of bottom deposits in Kondopoga Bay, Lake Onega. Water Resources 32(6): 629–639. DOI: 10.1007/s11268-005-0080-6

Belkina N.A. 2007. Chemical composition of bottom sediments. In: Lozovik P.A., Kulikova T.P., Martynova N.N. (ed.), States of water objects in Republic of Karelia. According to 1998–2006 monitoring results. Petrozavodsk: Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences. pp. 40–49. (in Russian)

Belkina N.A. 2011. Role of sediments in the processes of transformation of organic matter and nutrients in lake ecosystems. Transactions of Karelian Research Centre of the Russian Academy of Science. Series Limnology 4: 35–41. (in Russian)

Belkina N.A. 2015. Internal phosphorus load in Lake Onego. In: Filatov N.N. (Ed.), The largest lakes-reservoirs of the north-west European part of Russia: current state and changes of ecosystems under climate variability and anthropogenic impact. Petrozavodsk: Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences. pp. 95–103. (in Russian)

Belkina N.A., Strahovenko V.D., Subetto D.A. et al. 2022. Sedimentary processes in Lake Onego at the present time. Limnology and Freshwater Biology 4: 1388–1390. DOI: 10.31951/2658-3518-2022-A-4-1388

Belkina N.A., Kulik N.V., Efremenko N.A. et al. 2023. Contemporary Sedimentation in Lake Onego: Geochemical Features of Water, Suspended Matter, and Accumulation Rate. Water 15(6): 1014. DOI: 10.3390/w15061014

Berezina N.A., Maximov A.A. 2016. Abundance and food preferences of amphipods (Crustacea: Amphipoda) in the Eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. Zhurnal Sibirskogo Federalnogo Universiteta Seriya Biologiya 9(4): 409–26. DOI: 10.17516/1997-1389-2016-9-4-409-426

Boyarinov M.P., Petrov M.P. 1991. Processes of formation of thermal regime of deep-sea reservoirs. Leningrad: Nauka. (in Russian)

Efremova T.V. 2010. Thermal mode. Lake Onego. Atlas. In: Filatov N.N. (Ed.). Petrozavodsk: Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences. pp. 55–66. (in Russian)

Filatov N.N., Savchuk O.P., Baklagin V.N. et al. 2024. Diagnosis of the state and changes in the ecosystem of Lake Onego and watershed based on the Information-Analytical System. Fundamental and Applied Hydrophysics 17(2): 10–24. DOI: 10.59887/2073-6673.2024.17(2)-2 (in Russian)

Furtado P.S., Gaona C.A.P., Serra F.P. et al. 2017. Acute toxicity of carbon dioxide to juvenile marine shrimp *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931). Marine and Freshwater Behaviour and Physiology 50(4): 293–301. DOI: 10.1080/10236244.2017.1371568

Galakhina N., Zobkov M., Zobkova M. 2022. Current chemistry of Lake Onego and its spatial and temporal changes for the last three decades with special reference to nutrient concentrations. Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management 17: 100619. DOI: 10.1016/j.enmm.2021.100619

Galakhina N.E., Zobkov M.B. 2022. Hydrochemical studies of the trout farming area in Kondopoga bay of Lake Onego in the winter of 2022. Transactions of the Karelian Research Centre RAS 6: 76–87. DOI: 10.17076/lim1599 (in Russian)

Galic N., Hawkins T., Forbes V.E. 2019. Adverse impacts of hypoxia on aquatic invertebrates: A meta-analysis. Science of the total environment 652: 736–743. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.225

Gerd S.V. 1949. Benthic biocenoses of large lakes of Karelia. Petrozavodsk: Publication of the Karelian-Finnish State University. (in Russian)

Håkanson L., Jansson M. 1983. Principles of lake sedimentology. Berlin: Springer-Verlag.

Identifier of zooplankton and zoobenthos of fresh waters of European Russia. 2016. Vol. 2. In: Alekseev V.A., Tsalolikhin S.Ya. (eds.), Moscow–St. Petersburg: KMK Scientific Publications Partnership. (in Russian)

Il'yashuk B.P. 2002. Relict crustaceans under conditions of long-term pollution of subarctic Lake Imandra: results of observations in 1930–1998. Russian journal of ecology 33(3): 200–204.

Kalinkina N.M., Kulikova T.P., Litvinova I.A. et al. 2012. Bioindication of Water and Bottom Sediment Pollution in the Kondopozhskaya Bay of Lake Onego. Water Resources 39(7): 776–783. DOI: 10.1134/S0097807812070044

Kalinkina N.M., Berezina N.A., Sidorova A.I. et al. 2013. Toxicity bioassay of bottom sediments in large water bodies in Northwestern Russia with the use of crustaceans. Water Resources 40: 657–666. DOI: 10.1134/S0097807813060055

Kalinkina N., Belkina N., Sidorova A. et al. 2017. Bioassay of Lake Onego bottom sediments toxicity based on their chemical composition and deepwater macrozoobenthos state. Principy ekologii [Principles of ecology] 1: 81–103. DOI: 10.15393/j1.art.2017.6022 (in Russian)

Kalinkina N.M., Tekanova E.V., Syarki M.T. et al. 2023. Limnological indicators of the state of Lake Onego and the Vygozerskoe Reservoir: water temperature, chlorophyll a concentration, phytoplankton production. Certificate of state registration of the database № 2023621189. Copyright holder: Federal State Budgetary Institution of Science Federal Research Center "Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences" (RU). Date of state registration in the database registry 12.04.2023. (in Russian)

Kalinkina N.M., Isakova K.V. 2023. Size and age structure of the population of *Monoporeia affinis* (Amphipoda) in the Petrozavodsk Bay of Lake Onego. Proceedings of the Zoological Institute RAS 327(3): 468–477. DOI: 10.31610/trudyzin/2023.327.3.468 (in Russian)

Kaufman Z.S., Polyakova T.N. 1986. Zoobenthos. Features of the formation of the chemical composition of sediments of the Kondopozhskaya Bay. In: Kaufman Z.S. (ed.), Limnology of the Kondopozhskaya Bay of Lake Onego. Petrozavodsk: Karelian Branch of the USSR Academy of Sciences. pp. 150–160. (in Russian)

Kaufman Z.S., Polyakova T.N. 1990. Bottom fauna. In: Kaufman Z.S. (ed.), Ecosystem of Lake Onego and tendencies of its change. Leningrad: Nauka. pp. 216–230. (in Russian)

Klem C.C., Gutierrez-Fonseca P.E. 2017. CO2-driven experimental acidification effects on aquatic macroinvertebrates in a tropical stream. Journal of Freshwater Ecology 32(1): 199–208. DOI: 10.1080/02705060.2016.1259126

Korosov A.V. 2007. Special methods of biometrics: Textbook. Petrozavodsk: Publishing house of PetrSU. (in Russian)

Krylov A.V., Baryshev I.A., Bezmaternykh D.M. et al. 2024. Methods of hydrobiological studies of inland waters. Yaroslavl: Filigree. URL: https://www.ibiw.ru/index.php?p=publandid=551 (in Russian)

Kulikova T.P., Polyakova T.N., Vislyanskaya I.G. 1998. Assessment of the ecological state of water bodies based on hydrobiological indicators. In: Filatov N.N., Kulikova T.P., Lozovik P.A. (eds.), Current state of water objects in the Republic of Karelia. Results of monitoring, 1992–1997. Petrozavodsk: Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences. pp. 23–25. (in Russian)

Litinskaya K.D. 1975. General physical-geographical characteristics and elements of the hydrological regime. Kondopozhskaya Bay of Lake Onega in connection with its pollution by industrial wastewater from the pulp and paper mill. Petrozavodsk: Karelian branch of the USSR Academy of Sciences, pp. 5–21. (in Russian)

Lozovik P.A., Zobkov M.B., Borodulina G.S. et al. 2019. Assessing external water exchange of lake bays by water chemistry characteristics. Water Resources 46(1): 94–102. DOI: 10.1134/S0097807818050123

Lukyanenko V.I. 1987. Ecological aspects of ichthyotoxicology. Moscow: VO "Agropromizdat". (in Russian)

MacIntyre C.M. 2008. Water quality and welfare assessment on United Kingdom trout farms. Chapter 2. Influences of water quality on the welfare of farmed rainbow trout. Doctoral dissertation, PhD thesis. Institute of Aquaculture, University of Stirling, UK. URL: http://hdl.handle.net/1893/434

Maximov A.A. 2003. Changes of bottom macrofauna in the eastern Gulf of Finland in 1985-2002. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology, Ecology 52 (4): 378–393.

Maximov A.A. 2018. Interannual and long-term dynamics of macrozoobenthos (the case study from the inner Gulf of Finland). Saint-Petersburg: Nestor-Historia. (in Russian)

Methodology for measuring the mass fraction of petroleum products in mineral, organogenic, organomineral soils and bottom sediments using IR spectrometry. 1998. Moscow. (in Russian)

Modig H., Ólafsson E. 1998. Responses of Baltic benthic invertebrates to hypoxic events. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 229(1): 133–148.

On approval of water quality standards for water bodies of fishery importance, including standards for the limits of permissible concentrations of substances in the waters of water bodies of fishery importance: Order of the Ministry of Agriculture of the Russian Federation of May 26, 2025. No. 296. URL: http://publication.pravo.gov.ru/document/0001202506020069 (in Russian)

Paleolimnology of Lake Onego: from the Onego ice lake to the present state. 2022. In: Subetto D.A. (ed.). Petrozavodsk: KarRC RAS. (in Russian)

Pankratova V.Ya. 1970. Larvae and pupae of mosquitoes of the subfamily Orthocladiinae of the fauna of the USSR (Diptera, Chironomidae=Tendipedidae). Leningrad: Nauka.

(in Russian)

Pankratova V.Ya. 1977. Larvae and pupae of mosquitoes of the subfamilies Podonominae and Tanypodinae of the fauna of the USSR (Diptera, Chironomidae = Tendipedidae). Leningrad: Nauka. (in Russian)

Pankratova V.Ya. 1983. Larvae and pupae of mosquitoes of the subfamily Chironominae of the fauna of the USSR (Diptera, Chironomidae = Tendipedidae). Leningrad: Nauka. (in Russian)

Pirozhkova G.P. 1986. Sources of formation of the chemical composition of water in the Kondopozhskaya Bay of Lake Onego. In: Kaufman Z.S. (ed.), Limnology of the Kondopozhskaya Bay of Lake Onego. Petrozavodsk: Karelian Branch of the USSR Academy of Sciences. pp. 47–63. (in Russian)

Pirozhkova G.P. 1990. Hydrochemical regime of the lake and its change under the influence of anthropogenic impact. In: Kaufman Z.S. (ed.), Ecosystem of Lake Onego and tendencies of its change. Leningrad: Nauka. pp. 95–147. (in Russian)

Polyakova T.N. 2015. Macrozoobenthos. In: Filatov N.N. (Ed.), The largest lakes-reservoirs of the north-west European part of Russia: current state and changes of ecosystems under climate variability and anthropogenic impact. Petrozavodsk: Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences. pp. 127–133. (in Russian)

Sabylina A.V. 2015. External load on the lake. In: Filatov N.N. (Ed.), The largest lakes-reservoirs of the north-west European part of Russia: current state and changes of ecosystems under climate variability and anthropogenic impact. Petrozavodsk: Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences. pp. 68–72. (in Russian)

Shitikov V.K., Rosenberg G.S., Zinchenko T.D. 2005. Quantitative hydroecology. Methods, criteria, solutions. Book 2. Moscow: Nauka. (in Russian)

Sidorova A.I. 2017. Modern state of macrozoobenthos in deep areas of Onego Lake. Uchenye zapiski Petrozavodskogo gosudarstvennogo universiteta [Proceedings of Petrozavodsk State University] 6 (167): 82–89. (in Russian)

Smirnova V.S., Tekanova E.V., Kalinkina N.M. 2024. Phytoplankton as an indicator of the ecosystem state of the Kondopoga Bay of Lake Onego under cage trout farming. Ecosystem transformation 7(1): 177–195. DOI: 10.23859/estr-220822 (in Russian)

Sokolova V.A., Polyakova T.N. 1975. Benthofauna of Kondopozhskaya Bay. Water resources of Karelia and their use. Petrozavodsk: Karelian branch of the USSR Academy of Sciences. pp. 137–145. (in Russian)

Syarki M. 2013. The study of seasonal dynamics of plankton trajectories using the duble-smoothing method. Principy èkologii [Principles of ecology] 1: 62–68. DOI: 10.15393/j1.art.2013.2141 (in Russian)

Tekanova E.V., Syarki M.T. 2015. Peculiarities of phenology of the primary production process in the pelagic zone of Lake Onega. Biology Bulletin 42(6): 556–562. DOI: 10.1134/S1062359015060114

Tekanova E.V., Litvinova I.A. 2022. Organic matter destruction in the Kondopoga Bay, Onego Lake, under changing anthropogenic load. Water Resources 49(6): 1009–1016. DOI: 10.1134/S0097807822060173

Tekanova E.V., Kalinkina N.M., Makarova E.M. et al. 2023. The current trophic state and water quality of Lake Onego. Inland Water Biology 16: 967–973. DOI: 10.1134/S1995082923060251

The largest lakes-reservoirs of the north-west European part of Russia: current state and changes of ecosystems under climate variability and anthropogenic impact. 2015. In: Filatov N.N. (Ed.). Petrozavodsk: Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences. (in Russian)

Timakova T.M., Kulikova T.P., Litvinova I.A. et al. 2014. Changes in biocenoses of Kondopoga Bay, Lake Onego, under the effect of effluents from a pulp and paper mill. Water Resources 41: 78–86. DOI: 10.1134/S0097807814010126

Vasilyeva E.P. 1986. Features of the formation of the chemical composition of sediments of the Kondopozhskaya Bay. In: Kaufman Z.S. (ed.), Limnology of the Kondopozhskaya Bay of Lake Onego. Petrozavodsk: Karelian Branch of the USSR Academy of Sciences. pp. 36–47. (in Russian)

Vasilyeva E.P. 1990. Bottom sediments. In: Kaufman Z.S. (ed.), Ecosystem of Lake Onego and tendencies of its change. Leningrad: Nauka. pp. 147–175. (in Russian)

Vasilyeva E.P. 1999. Features of the formation of bottom sediments. In: Filatov N.N. (Ed.). Onega Lake. Ecological problems. Petrozavodsk: Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences. pp. 109–143. (in Russian)

Wiklund A.-K.E., Sundelin B. 2001. Impaired reproduction in the amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontporeia femorata* as a result of moderate hypoxia and increased temperature. Marine Ecology Progress Series 222: 131–141.

Zobkova M., Galakhina N., Zobkov M. 2025. New method for identification of natural and anthropogenic organic matter in receiving waters of pulp and paper mill discharge. Journal of Great Lakes Research 51(2): 102541. DOI: 10.1016/j.jglr.2025.102541

Оригинальная статья

LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

Оценка экологической ситуации в Кондопожской губе Онежского озера по химическому составу воды, донных отложений и показателям глубоководного макрозообентоса в условиях воздействия целлюлозно-бумажного производства и форелевых хозяйств

Калинкина Н.М.*, Исакова К.В., Галахина Н.Е., Белкина Н.А., Сидорова А.И., Здоровеннов Р.Э.

Институт водных проблем Севера Карельского научного центра Российской академии наук, пр. Александра Невского, 50, Петрозаводск, 185030, Россия

АННОТАЦИЯ. Кондопожская губа Онежского озера подвержена длительной интенсивной антропогенной нагрузке, связанной с поступлением сточных вод целлюлозно-бумажного производства и отходов форелевых хозяйств. Особенно неблагоприятная ситуация складывается в донных отложениях, накапливающих загрязняющие вещества около 100 лет. В связи с этим целью исследований стала оценка экологической ситуации в Кондопожской губе по показателям температурного и газового режима в придонных слоях воды, химическому составу донных отложений и состоянию глубоководного макрозообентоса. Температурный режим в глубоких районах залива с глубинами 23–79 м характеризуется низкими значениями температуры (не более 10 ˚С) на протяжении всего года. Исследования макрозообентоса в 2011-2023 гг. показали отсутствие глубоководных донных сообществ в вершинной части залива, принимающей сточные воды Кондопожского ЦБК, и значительную их трансформацию в наиболее загрязненных районах. По мере продвижения к выходу из Кондопожской губы экологическая ситуация улучшается, что проявляется в характерном изменении состава донных сообществ – появлении реликтовых ракообразных *Monoporeia affinis* (Lindström, 1855), чувствительных к дефициту кислорода. На основе анализа связей между химическим составом илов и показателями развития *M. affinis* доказана высокая индикаторная значимость этого вида. Отсутствие реликтовой амфиподы *M. affinis* в составе глубоководных донных сообществ свидетельствует о высоком загрязнении илов органическими веществами и значениях окислительно-восстановительного потенциала ниже 180 мВ. В районе расположения форелевых ферм сложилась наиболее неблагоприятная ситуация с формированием заморных условий в придонных слоях воды. Здесь в составе донных сообществ выявлены высокие показатели развития олигохет семейства *Tubificidae* и личинок рода *Chironomus* sp., устойчивых к дефициту кислорода, что свидетельствует о значительном загрязнении донных отложений органическими веществами. Неблагоприятная экологическая ситуация в придонных слоях воды критически влияет на форелеводство, что требует снижения антропогенной нагрузки на водоем и регулярного контроля экологической ситуации в Кондопожской губе.

Ключевые слова: Онежское озеро, целлюлозно-бумажное производство, форелевые хозяйства, температурный режим, газовый режим, химический состав, донные отложения, глубоководный макрозообентос

Для цитирования: Калинкина Н.М., Исакова К.В., Галахина Н.Е., Белкина Н.А., Сидорова А.И., Здоровеннов Р.Э. Оценка экологической ситуации в Кондопожской губе Онежского озера по химическому составу воды, донных отложений и показателям глубоководного макрозообентоса в условиях воздействия целлюлозно-бумажного производства и форелевых хозяйств // Limnology and Freshwater Biology. 2026. — № 6. — С. 756–789. DOI: 10.31951/2658-3518-2026-A-6-756

1. Введение

Онежское озеро, одно из двух глубочайших водоемов Европы, испытывает многофакторное антропогенное воздействие. Наибольшая антропогенная нагрузка приурочена к вершинным участкам северо-западных заливов, на берегах которых расположены крупные города Республики Карелия – Петрозаводск, Кондопога и Медвежьегорск (Крупнейшие..., 2015). Кондопожская губа является наиболее загрязненным заливом, который на протяжении почти 100 лет принимает сточные воды

*Автор для переписки. Адрес e-mail: cerioda@mail.ru (Н.М. Калинкина)

Поступила: 26 июня 2026;
Принята после доработки: 11 ноября 2026;
Опубликована online: 20 ноября 2026

© Автор(ы) 2026. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

целлюлозно-бумажного комбината. Масштабное загрязнение охватило весь залив, что отразилось на химическом составе воды и донных отложений, показателях планктона и бентоса (Timakova et al., 2014; Калинкина и др., 2017; Kalinkina et al., 2012, 2013; Galakhina et al., 2022; Belkina et al., 2023; Zobkova et al., 2025). Начиная с 2000-х годов, в Кондопожской губе функционируют форелевые хозяйства, которые вносят существенный вклад в эвтрофирование залива (Калинкина и др., 2017; Tekanova and Litvinova, 2022; Смирнова и др., 2024). Кроме антропогенных факторов большое влияние на залив оказывают воды притоков. Значительное количество органических веществ поступает в Кондопожскую губу с водами реки Суны, третьего по величине притока Онежского озера (Сабылина, 2015).

Поступление на дно органического вещества автохтонного и аллохтонного происхождения, а также взвесей техногенной природы приводит к интенсивному загрязнению донных отложений. Наиболее ярко эти процессы выражены в вершинной части Кондопожской губы, где происходит сброс сточных вод целлюлозно-бумажного комбината. С использованием седиментационных ловушек в вершинном участке выявлена наибольшая скорость оседания взвешенных веществ, которая составила 1847 г/м^2 в год (Палеолимнология…., 2022; Belkina et al., 2022, 2023).

Исследование химического состава донных отложений Кондопожской губы выявило высокую степень загрязнения вследствие антропогенного воздействия. Значительную часть площади дна занимают осадки, засоренные отходами Кондопожского ЦБК (КЦБК) (Васильева, 1999; Белкина, 2007; Белкина, 2015). Интенсивное загрязнение донных отложений в Кондопожской губе вызвало угнетение глубоководного макрозообентоса, особенно в районе сброса сточных вод ЦБК. Здесь на дне сформировалась «мертвая» зона с отсутствием донных организмов (Соколова и Полякова, 1975; Кауфман и Полякова, 1986; 1990). По мере удаления от выпуска сточных вод экологическая ситуация улучшается и в составе глубоководных бентосных сообществ появляются чувствительные к дефициту кислорода реликтовые ракообразные *Monoporeia affinis* (Lindström, 1855) (Полякова, 2015).

В последние 20 лет произошло перераспределение антропогенной нагрузки на Кондопожскую губу. Снизился объем сточных вод целлюлозно-бумажного комбината (Kalinkina et al., 2012), в то же время в серединной части Кондопожской губы стали активно функционировать форелевые фермы. В настоящее время сбросы общего фосфора со сточными водами ЦБК и с отходами форелевых ферм стали соизмеримыми (Филатов и др., 2024). В целом в последние годы возросла антропогенная нагрузка, связанная с поступлением фосфора и органических веществ (Tekanova and Litvinova, 2022; Филатов и др., 2024). В районах расположения форелевых ферм, в придонных слоях воды, значительно снизилось содержание кислорода и возросла концентрация фосфора (Галахина и Зобков, 2022). С вводом в действие форелевых хозяйств ускорилось эвтрофирование Кондопожской губы (Смирнова и др., 2024). В условиях неравномерного разнотипного антропогенного воздействия возрастает необходимость оценки экологического состояния Кондопожской губы по показателям глубоководного макрозообентоса.

Выживание глубоководного бентоса в условиях интенсивного антропогенного пресса зависит от температурного и газового режима в придонных слоях воды. Высокие скорости оседания органического вещества определяют его интенсивное разложение на дне, что приводит к снижению содержания растворенного кислорода вплоть до формирования аноксических условий, что, в свою очередь, поддерживает восстановительную обстановку в донных отложениях в течение всего года. Они становятся непригодными для выживания окисфильных видов глубоководного бентоса (Калинкина и др., 2017). В связи с этим, в настоящем исследовании было уделено внимание сезонным особенностям температурного и газового режима в придонных слоях воды, а также изучению связей между показателями бентоса и химическим составом донных отложений Кондопожской губы Онежского озера.

Целью настоящих исследований стала оценка экологической ситуации в Кондопожской губе на основе комплексного анализа химического состава воды, донных отложений и глубоководного бентоса. Задачи, которые решали для достижения цели: выполнить анализ температурного и газового режима в придонных слоях воды в различных районах Кондопожской губы; выполнить анализ количественных и структурных показателей глубоководного макрозообентоса Кондопожской губы; дать оценку индикаторной значимости реликтовых ракообразных *M. affinis* с учетом химического состава донных отложений Кондопожской губы Онежского озера.

2. Материалы и методы исследования

2.1. Характеристика района исследования

Кондопожская губа является одним из крупных глубоководных северо-западных заливов Онежского озера (Рис. 1). Площадь водного зеркала губы составляет 223 км^2, объем водных масс – 5.18 км^3. Дно Кондопожской губы имеет сложное строение, глубины распределены неравномерно. В вершинной части губы глубина составляет около 15 м, в центральной глубоководной части — более 80 м, в открытой части глубина достигает 45 метро, средняя глубина – 25.5 м.

Период водообмена в заливе с учетом внешнего водообмена составляет 1.02 года, с учетом только приточных вод и без учета внешнего водообмена – 2 года (Литинская, 1975; Lozovik et al., 2019). В Кондопожскую губу впадает река Суна, третий по величине приток Онежского озера, среднегодовой сток которой составляет 2.27 км^3 (Балаганский и др., 2015). В 1940-х годах в связи с гидроэнерге-

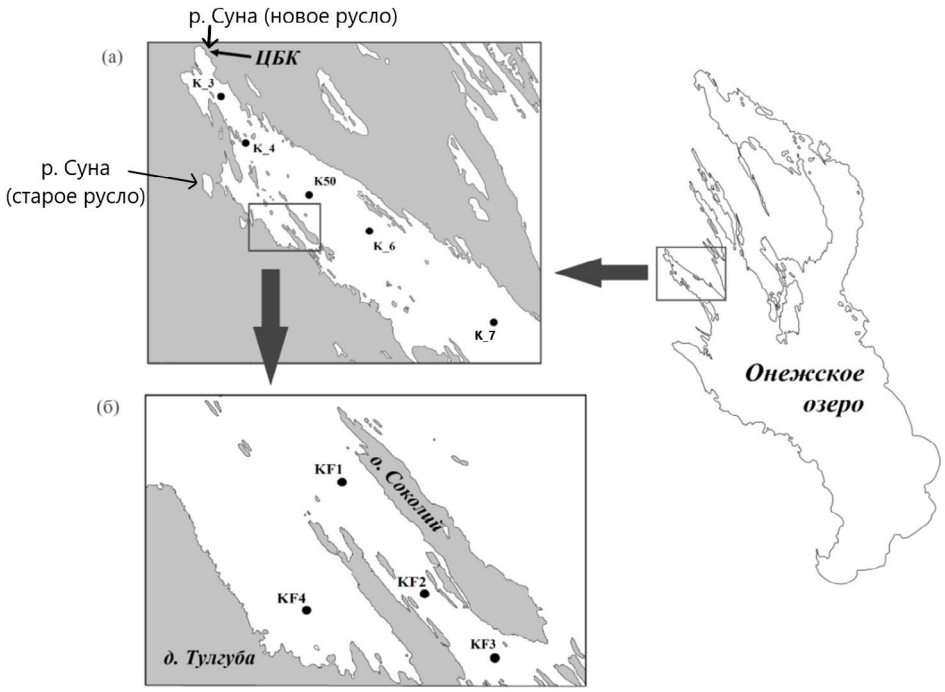


Рис. 1. Схема расположения станций в Кондопожской губе Онежского озера: а) станции вдоль продольного разреза в Кондопожской губе – К_3; К_4; К50; К_6; К_7; б) станции в районе расположения форелевых хозяйств – KF1; KF2; KF3; KF4; ЦБК – целлюлозно-бумажный комбинат.

тическим строительством около 90% стока р. Суна было направлено через систему озер по новому пути и стало поступать в вершинную часть Кондопожской губы (новое русло на Рис. 1). По естественному руслу, в западную часть залива, впадает всего 10 % речных вод (старое русло на Рис. 1).

Все исследования на Кондопожской губе проводились на научно-исследовательских судах «Эколог» и «Посейдон». На Рисунке 1 представлены станции отбора проб воды и донных отложений в Кондопожской губе. Вдоль продольного разреза в заливе на станции К_3 глубина достигает 15 м, на станции К_4 – 26 м; К50 – 38 м; К_6 –79 м; К_7 – 42 м. В районе расположения форелевых хозяйств глубины на станциях достигают: KF1 – 28 м; KF2 – 34 м; KF3 – 23 м; KF4 – 11 м.

Антропогенное воздействие на Кондопожскую губу связано с поступлением сточных вод Кондопожского ЦБК и отходов форелевых ферм. Сточные воды ЦБК сбрасываются в вершинную часть залива на протяжении 97 лет, начиная с 1929 г. В 1980-1990 гг. объем сточных вод был максимальным (в среднем 71 млн м^3). Затем на Кондопожском комбинате произошло заметное снижение производства, приведшее к существенному уменьшению антропогенной нагрузки на Кондопожскую губу. Начиная с 1990-х годов объем сточных вод ЦБК варьирует около 50 млн м^3 (Kalinkina et al., 2012; Timakova et al., 2014). В настоящее время со сточными водами Кондопожского ЦБК в залив ежегодно поступает 17 тонн минерального фосфора, 1073 тонны легкоминерализуемых органических веществ и 1333 тонны взвешенных веществ. Начиная с 2000-х годов в Кондопожской губе функционируют форелевые хозяйства, где выращивается около 2000 тонн товарной форели в год. С отходами форелеводства в Кондопожскую губу ежегодно поступает 11 тонн минерального фосфора, 480 тонн легкоминерализуемых органических веществ и 290 тонн взвешенных веществ (Tekanova and Litvinova, 2022).

Вследствие большой фосфорной нагрузки в Кондопожской губе отмечаются высокие концентрации общего фосфора, которые за период 2019–2021 гг. в среднем составили – 49 мкг/л (вершинная часть губы); 48 мкг/л (в районе форелевых ферм); 29 мкг/л (серединная глубоководная часть); 12 мкг/л на выходе из губы) (Galakhina et al., 2022). В процессе эвтрофирования залива усиливается развитие фитопланктона. В летний период повышенные средние концентрации хлорофилла «а» (4–5 мкг/л) отмечаются в вершинном и центральном районах Кондопожской губы, вблизи форелевых садков – в среднем 9 мкг/л (Tekanova et al., 2023). Максимальные значения хлорофилла «а» отмечаются в последние годы в весенний период, когда интенсивно развиваются весенние диатомовые водоросли. В июне 2025 г. в районе форелевых садков концентрации хлорофилла «а» достигли 22.8–23.3. мкг/л.

2.2. Методы анализа температурного и газового режимов в районе исследований в Кондопожской губе

В настоящей работе выполнен анализ сезонной динамики температуры, содержания кислорода, углекислого газа и величины pH в придонном слое воды на станциях вдоль продольного разреза К_4; К50; К_6; К_7, а также в районе расположения форелевых хозяйств на станции KF2 (Рис. 1).

Для анализа температурного режима использовали зарегистрированные Базы данных ИВПС КарНЦ РАН (Калинкина и др., 2023), которые содержали сведения по измерению температуры воды в Кондопожской губе за период 1982–2026 гг. Объем выборки по значениям температуры в придонных слоях воды составил: станция К_4 – 40 значений; К_50 – 47; К_6 – 72; К_7 – 54; KF2 – 15 значений. Для представления на графиках закономерностей изменения температуры придонных слоев воды в разные сезоны были рассчитаны среднемноголетние траектории сезонного хода на основе двойного сглаживания данных методом скользящей средней (Сярки, 2013). Было выполнено сглаживание рядов данных как по значениям температуры, так и по времени с осреднением пяти последовательных значений. Подобный подход был успешно апробирован при сглаживании годового хода температуры поверхности воды при анализе фенологических фаз фитопланктона в центральном районе Онежского озера (Tekanova and Syarki, 2015).

Содержание кислорода в воде определяли йодометрическим методом Винклера, концентрацию углекислого газа – титриметрическим методом, величину pH – потенциометрическим методом (Аналитические..., 2017). Измерения показателей химического состава воды проводились в марте, а также в мае–октябре 2017–2025 гг. Объемы выборок по всем станциям составили: по содержанию кислорода – 138; по концентрации углекислого газа –135; по величине pH – 145 значений.

2.3. Подходы к оценке экологической ситуации в придонных слоях воды по показателям газового состава и величины pH

Оценка экологической ситуации по содержанию кислорода в придонных слоях воды была дана, во-первых, на основе сравнения наблюдаемых в Кондопожской губе величин растворенного кислорода и значений ПДК этого газа для воды рыбохозяйственных водоемов, принятых в Российской Федерации (Об утверждении..., 2025). Предельно допустимая концентрация кислорода в воде водоемов высшей категории рыбохозяйственного значения, к которой относится Онежское озеро, в зимний и летний период составляет 6 мг/л. Во-вторых, для оценки опасности ситуации в придонных слоях воды использовали сведения о критических концентрациях кислорода для рыб и бентосных организмов. Для оксифильных видов рыб (пелядь, муксун, елец и др.) предзаморные условия в зимний период складываются при концентрации кислорода в воде 3.0–4.5 мг O_2/л (Лукьяненко, 1987). Гибель большинства исследованных видов рыб происходит при содержании кислорода 0.5–3 мгO_2/л. Именно это пороговое значение (концентрация 2 мг O_2/л) и более низкие концентрации кислорода определяются как гипоксические условия для водных организмов, тогда как аноксия представляет собой полное отсутствие кислорода (Galic et al., 2019).

Для представителей бентоса (моллюсков, ракообразных и водных насекомых) выявлены критические уровни содержания кислорода в воде по функциональным показателям (Galic et al., 2019). Показано, что скорость дыхания донных беспозвоночных оказалась наиболее чувствительным признаком, по которому пороговое значение содержания кислорода для донных животных составило 6.4 мгO_2/л. При достижении этой концентрации вдвое снижалось потребление кислорода. Скорость размножения донных беспозвоночных снижалась при достижении концентрации кислорода 3.7 мгO_2/л, скорость роста – при 1.8 мгO_2/л, скорость питания – при 0.8 мгO_2/л.

Концентрация углекислого газа в воде рыбохозяйственных водоемов Российской Федерации не нормируется. В связи с этим, при оценке экологической ситуации в придонных слоях воды в Кондопожской губе, сравнивали наблюдаемые концентрации CO_2 со значениями порогов вредного действия этого газа на рыб и водных беспозвоночных. Концентрации углекислого газа, вызывающие признаки токсического действия на рыб (потеря равновесия и опрокидывание набок), составляют 100-147 мг/л (форель), 257 мг/л (карп) и 440 мг/л (линь) (Лукьяненко, 1987). Безопасные уровни углекислого газа, рекомендуемые для выращивания радужной форели (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum) в садках, варьируют в широких пределах и составляют 10–30 мг/л (MacIntyre, 2008). Оптимальные для жизнедеятельности рыб концентрации углекислого газа составляют 1.5–5 мг/л (Лукьяненко, 1987). Что касается влияния CO_2 на водных беспозвоночных, в литературе удалось найти критерии вредного действия CO_2, установленные в экспериментах на эвригалинных ракообразных – белой креветке *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931) (Furtado et al., 2017). Было показано, что токсическое действие углекислого газа при продолжительности опытов 4 суток проявляется при концентрации 59.1 мг/л углекислого газа. Расчетная безвредная концентрация CO_2 для креветки составила 5.9 мг/л.

Влияние CO_2 на водные организмы связывают с низкими значениями pH, т.к. при растворении больших количеств углекислого газа происходит закисление водной среды (Klem and Gutiérrez-Fonseca, 2017). В связи с этим в наших исследованиях были учтены значения pH в придонных слоях воды различных районов Кондопожской губы. Наблюдаемые величины активной реакции среды сравнивали с установленными для воды рыбохозяйственных водоемов предельно допустимыми значениями pH, которые находятся в диапазоне 6.5–8.5 (Об утверждении..., 2025).

2.4. Методы обработки проб макрозообентоса.

Исследования макрозообентоса были выполнены в Кондопожской губе (Рис. 1) на станциях, расположенных вдоль продольного разреза (К_3, К_4, К50, К_6, К_7) в период 2011–2023 гг. В районе

расположения форелевых ферм (станции KF1; KF2; KF3; KF4) исследования макрозообентоса проводились в 2018–2020 гг.

Пробы макрозообентоса были отобраны дночерпателем Экмана-Берджа с площадью захвата 0.025 м^2 в соответствии со стандартными методами (Крылов и др., 2024). Идентификацию видов проводили согласно определителям (Панкратова, 1970, 1977, 1983; Определитель..., 2016). Определение видов олигохет в пробах бентоса было выполнено в 2015-2020 гг. При анализе использовались данные за август-сентябрь, поскольку именно эти месяцы были в наибольшей степени обеспечены информацией в годы исследований. Всего было проанализировано 65 проб макрозообентоса.

2.5. Подходы к анализу связей между показателями химического состава донных отложений и численностью амфипод *M. affinis*

Для оценки индикаторной значимости реликтовых ракообразных при оценке экологической ситуации в Кондопожской губе был предпринят анализ структуры связей между численностью рачков и составом донных отложений. Для этой цели использовали архивные данные ИВПС КарНЦ РАН за 2001–2008 гг., когда одновременно проводили исследование донных сообществ и химического состава донных отложений (Калинкина и др., 2017).

Отбор проб поверхностного слоя донных отложений осуществлялся стратометром «Limnos» и поршневой трубкой, которая представляла собой модифицированный вариант стратометра Алексона (Håkanson and Jansson, 1983). В пробах донных отложений (верхние 5 см) потенциометрическим методом определяли величины pH (стеклянный электрод) и Eh (Pt электрод, медиатор ОЭДФК). Естественную влажность (wet), пористость (por), потери при прокаливании 550 °C (ППП) в донных осадках определяли гравиметрическими методами. Определение органического углерода (С орг.) выполнен методом Тюрина.

Концентрацию нефтяных углеводородов (НУ) определяли методом ИК спектрометрии (ПНД Ф 16.1:2.22-98) (Методика..., 1998) Содержание хлорофилла «а» (ChlA) определяли спектрофотометрическим методом (λ = 663, 645, 630, 750 нм) после экстракции ацетоном (Аналитические..., 2017). Содержание железа и марганца анализировали в кислых экстрактах, полученных при кипячении грунта естественной влажности в 1N серной кислоте, фотометрическими методами: Fe – с о-фенантролином при длине волны 510 нм (РД 52.24.382-95.), Mn – с формальдоксимом при длине волны 450 нм (РД 33-5.3.03-96) (Аринушкина, 1962). Для определения потребления кислорода донными отложениями был применен метод определения биохимического потребления кислорода в воде (Белкина, 2011).

При анализе связей между показателями бентоса и химическим составом донных отложений использовали метод главных компонент (Коросов, 2007). Для применения этого метода исходные данные (численность реликтовых рачков, показатели состава донных отложений) логарифмировали, чтобы приблизить распределение показателей к нормальному (Шитиков и др., 2005). Для значений pH и окислительно-восстановительного потенциала (Eh) не вычисляли логарифмы, поскольку величина pH представляет собой логарифм концентрации водородных ионов, а в выборке по окислительно-восстановительному потенциалу присутствовали отрицательные значения. При использовании метода главных компонент в качестве значимых принимали факторные нагрузки признаков с относительными значениями, равными или большими, чем |0.7| (Коросов, 2007).

2.6. Статистические методы обработки данных

В связи с наличием асимметрии данных по численности и биомассе бентоса, а также по химическому составу донных осадков Кондопожской губы для этих показателей рассчитывали медианные значения и ошибку медианы. В случае небольших выборок (n = 4) вычисляли средние арифметические значения и стандартные ошибки показателей. Для оценки связей между показателями использовали коэффициент корреляции Спирмена. Статистическая обработка данных осуществлялась в лицензированном пакете Statictica Advanced 10 for WindowsRu.

3. Результаты

3.1. Сезонная динамика температуры придонных слоев воды

Сезонное изменение температуры придонных слоев воды отражает различные фазы гидрологического режима в Кондопожской губе. В зимний сезон, в период обратной температурной стратификации, температура воды у дна на разных станциях варьирует в пределах 0.8–3.3 °C (Рис. 2).

После вскрытия льда и весеннего нагрева воды в Кондопожской губе проходит весенний термобар, который представляют собой фронтальную зону с температурой максимальной плотности воды 4 °C. В это время, по мере прохождения термического бара от вершинной части залива к выходу из губы, происходит перемешивание водной толщи. После установления летней стратификации температура воды у дна очень медленно увеличивается (Рис. 2). Максимум температурных значений в придонных слоях воды глубоких участков отмечается в осенний период. В это время начинаются процессы охлаждения Онежского озера, которые приводят к углублению перемешанного слоя. Сроки установления максимальных значений температуры в придонных слоях воды зависят от глубины станции (Бояринов и Петров, 1991; Ефремова, 2010). Так, на станции К_4 с глубиной 23–26 м максимум температуры около 10 °C наблюдается в начале сентября

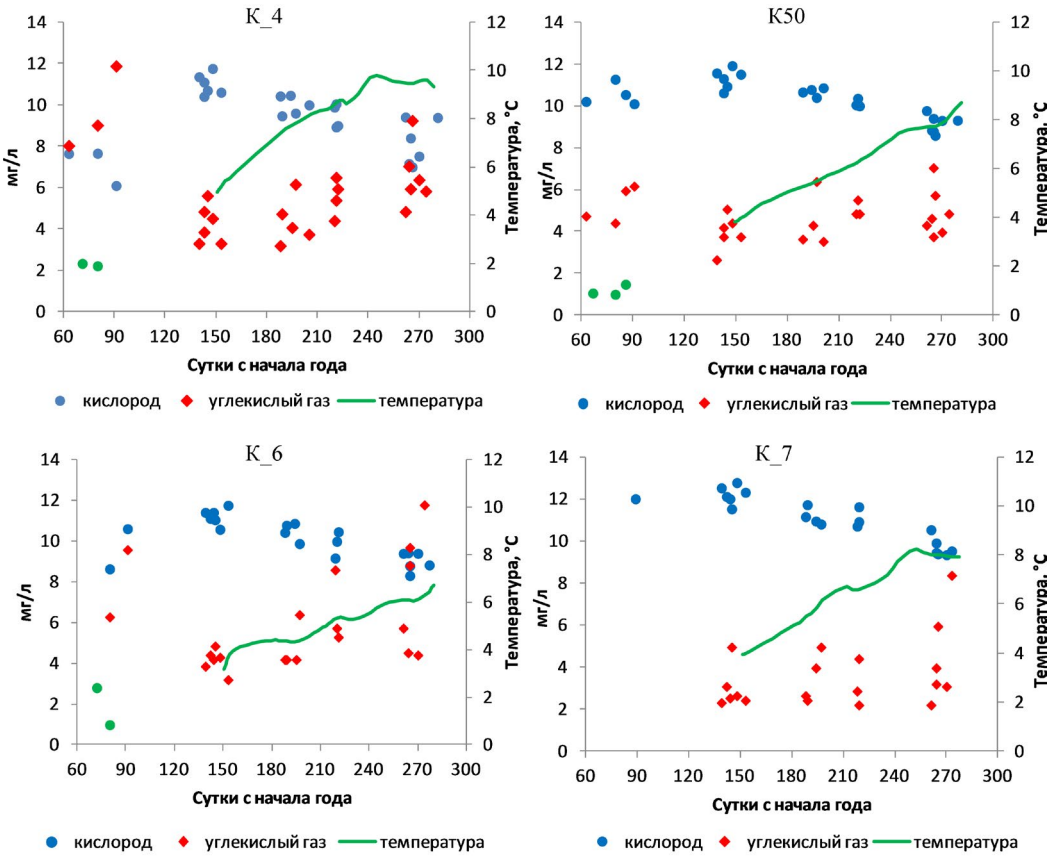


Рис. 2. Сезонная динамика температуры, содержания кислорода и углекислого газа в придонных слоях воды на станциях (К_4, К50, К_6 и К_7) вдоль продольного разреза Кондопожской губы; левая ось ординат – концентрация кислорода (мгO_2/л) и углекислого газа (мг/л); правая ось ординат – температура воды, °С; ось абсцисс – сутки с начала года; зеленые точки – измерение температуры воды в зимний период.

(Рис. 2). На станциях К50 (глубина 33–38 м) и К_7 (глубина 37–42 м) максимальные значения температуры воды у дна, достигающие 8–9 °С, зафиксированы в конце сентября–начале октября. На станции KF2 (район форелевых ферм) с глубиной 33–34 м сезонная динамика среднемноголетних значений температуры воды в придонных слоях сходна с таковой на станциях К50 и К_7 (Рис. 3).

На самой глубокой станции К_6 с глубиной до 78–79 м максимум температуры составляет всего 6–7 °С. На таких глубинах максимум в придонных слоях воды отмечается только в конце октября. После достижения максимума начинается снижение температуры воды и переход ее значений через 4 °С в ноябре, во время прохождения осеннего термобара. (Ефремова, 2010). На Рисунках 2, 3 отсутствует фаза осеннего термобара, поскольку исследований в ноябре не проводилось.

3.2. Сезонная динамика концентрации кислорода, углекислого газа и величины pH в придонных слоях воды

Наблюдения на Кондопожской губе зимой 2017–2025 гг. на станциях, расположенных вдоль продольного разреза (К_4, К50, К_6 и К_7), показали, что содержание кислорода зимой в придонных слоях воды варьировало в пределах 6.1–12.0 мгO_2/л (Рис. 2). Относительное содержание кислорода зимой составляло 54–78%. Концентрации кислорода в зимний период были выше значений ПДК растворенного в воде кислорода, равной 6 мгO_2/л. Однако, наблюдаемая только на станции К_4 концентрация кислорода (6.1 мгO_2/л) была близка к порогу вредного действия на дыхание водных беспозвоночных – 6.4 мгO_2/л (Galic et al., 2019).

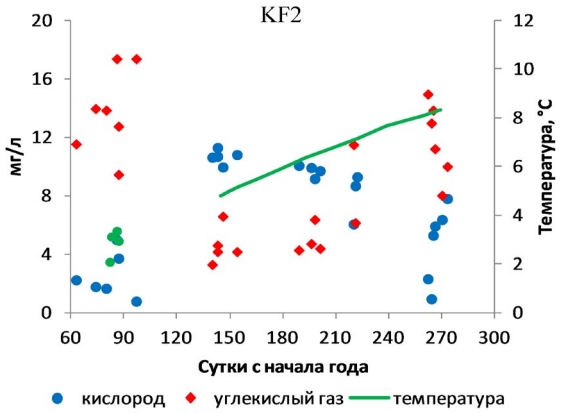


Рис. 3. Сезонная динамика температуры, содержания кислорода и углекислого газа в придонных слоях воды на станции KF2 в районе расположения форелевых хозяйств в Кондопожской губе; левая ось ординат – концентрация кислорода (мгO_2/л) и углекислого газа (мг/л); правая ось ординат – температура воды, °С; ось абсцисс – сутки с начала года; зеленые точки – измерение температуры воды в зимний период.

В весенний, летний и осенний периоды на всех станциях, расположенных вдоль продольного разреза, содержание кислорода были значительно выше, чем величина ПДК кислорода (6 мгO_2/л) и порога вредного действия на дыхание водных беспозвоночных (6.4 мгO_2/л). Так, в период весеннего перемешивания и поступления кислорода из поверхностных горизонтов в придонные слои содержание растворенного кислорода на дне было максимальным и составляло 10.4–12.8 мгO_2/л, т.е. 81–97% насыщения. Летом концентрация кислорода в придонных слоях несколько снижалась по сравнению с весной и изменялась в диапазоне 8.9–11.7 мгO_2/л (75–92% насыщения).

В осенний период концентрации кислорода на станциях К_4, К50, К_6 и К_7 были значительно ниже, чем весной и летом. Их значения изменялись в диапазоне 7.2–10.5 мгO_2/л (66–91% насыщения). Таким образом, к началу осеннего периода содержание кислорода на дне закономерно снижалось. Причинами уменьшения запаса кислорода, поступившего в придонные слои весной, являются биохимическое окисление органического вещества и отсутствие доступа кислорода из верхних слоев воды в условиях плотностной стратификации водной толщи. К началу осени температура в придонных слоях воды приближается к максимальным значениям, что также способствует ускорению процессов деструкции органического вещества и снижению содержания растворенного кислорода на дне.

В отличие от станций на продольном разрезе, в районе расположения форелевых хозяйств сложилась весьма неблагоприятная ситуация (Рис. 3). В зимний и осенний периоды в придонных слоях воды содержание кислорода здесь опускалось до 0.8–2.3 мгO_2/л (насыщение воды кислородом 8–19%). Дефицит насыщения воды кислородом составил 81–92%. В связи с этим можно заключить, что в районе форелевых ферм в зимний и осенний периоды формируется гипоксия с приближением к аноксическим условиям, опасным для рыб и водных беспозвоночных. Ситуация здесь значительно улучшается в период весеннего перемешивания, когда содержание кислорода на дне возрастает до 10.0–11.3 мгO_2/л (насыщение воды кислородом 77–83%). Однако летом концентрация кислорода на дне снижается до 6.2–9.7 мгO_2/л (49–79% насыщения) с последующим резким уменьшением его значений в осенний период до 1.0–7.8 мгO_2/л (8–68% насыщения).

Концентрация углекислого газа в придонном слое Кондопожской губы в течение всех сезонов изменяется обратно пропорционально содержанию кислорода (Рис. 2, 3). Наименьшие концентрации углекислого газа (2.2–6.5 мг/л) на станциях, расположенных вдоль продольного разреза (К_4, К50, К_6 и К_7), отмечались в весенний и летний период (Рис. 2). Наибольшие концентрации углекислого газа на этих станциях были выявлены в зимний и осенний периоды (Рис. 2). В эти сезоны в придонных слоях воды отмечалось варьирование содержания CO_2 в диапазоне 3.7–11.9 мг/л. Согласно критериям качества воды (Лукьяненко, 1987; MacIntyre, 2008; Furtado et al., 2017), эти уровни CO_2 соответствовали благоприятным условиям жизнедеятельности рыб и водных беспозвоночных.

В районе расположения форелевых садков (станция KF2) концентрации углекислого газа в придонных слоях воды достигали 14.9–17.4 мг/л, т.е. многократно превышали таковые на станциях вдоль продольного разреза в заливе (Рис. 2, 3). Тем не менее, эти уровни углекислого газа не только не достигали токсичных пределов CO_2 для рыб и донных беспозвоночных, но и находились далеко от диапазонов их опасных значений (Лукьяненко, 1987; Furtado et al., 2017).

При повышении уровня CO_2 кислотно-основное равновесие смещается в сторону увеличения концентрации водородных ионов, что приводит к закислению водной среды. Особенно ярко эти процессы выражены в водоемах с малой буферной емкостью воды как, например, в Онежском озере, где средняя минерализация составляет всего 37 мг/л (Сабылина, 2015). В наших исследованиях снижение величины pH в придонных слоях до 6.4–6.6 наблюдалось в зимний и осенний периоды в районах расположения форелевых хозяйств и в районе станции К_4 (Рис. 4).

Именно здесь в эти сезоны наблюдаются максимальные уровни углекислого газа (Рис. 2, 3). На станциях К50, К_6 и К_7 величины pH были выше и изменялись в диапазоне 6.7–7.4, т.е. находились в диапазоне нейтральных значений (Рис. 4). Все наблюдаемые значения pH в придонных слоях воды в Кондопожской губе (за исключением одного случая, pH = 6.4 на станции К_4) находились в пределах допустимых значений (6.5–8.5) для воды рыбохозяйственных водоемов.

3.3. Состояние глубоководного макрозообентоса Кондопожской губы в 2011–2023 гг.

3.3.1. Характеристика видового состава глубоководного макрозообентоса

Донная фауна глубоководных районов Онежского озера характеризуется бедностью видо-

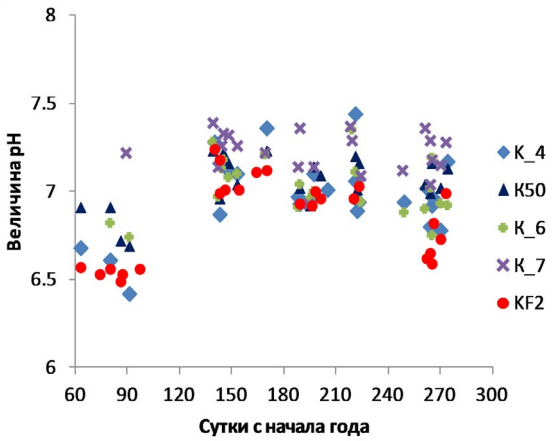


Рис. 4. Сезонная динамика величины pH в придонных слоях воды на станциях вдоль продольного разреза (К_4, К50, К_6 и К_7) и на станции KF2 в районе расположения форелевых хозяйств в Кондопожской губе.

вого состава, что отмечал еще С.В. Герд (1949). С увеличением глубин происходит естественное обеднение видового состава бентоса (Куликова и др., 1998). Низкое видовое разнообразие в профундальных районах Онежского озера связано с пониженной температурой в придонных слоях воды и особенностями химического состава донных отложений, обогащенных железом и марганцем. В наиболее глубоких районах (с глубинами более 70 м), где формируются коричневые рудоносные илы в виде рудных корок, видовой состав и количественные показатели бентоса наименьшие (Герд, 1949).

В глубоководной части Кондопожской губы Онежского озера с 2011 по 2023 годы было выявлено 29 таксономических единиц макрозообентоса: 12 видов малощетинковых червей (Oligochaeta), 14 таксонов личинок хирономид (Chironomidae), 2 вида из отряда бокоплавов (Amphipoda, Crustacea) и один представитель двухстворчатых моллюсков (Bivalvia). Сходные показатели видового разнообразия макрозообентоса в глубоководных районах Онежского озера представлены в работе (Сидорова, 2017). Так, в 2014 году были обнаружены 32 таксономические единицы макрозообентоса, в 2015 году – 26. Среди видов глубоководного макрозообентоса в 2014–2015 гг. были выявлены 14 видов олигохет, 19 видов личинок хирономид; 3 вида амфипод, один представитель двустворчатых моллюсков.

В Таблице 1 представлен видовой состав глубоководного макрозообентоса Кондопожской губы за период 2011–2023 гг.

В составе малощетинковых червей по распространенности доминировали виды *Tubifex tubifex* (Müller, 1774), *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede, 1862 и *Spirosperma ferox* Eisen, 1879. Субдоминантными видами, отмечавшимися с меньшей частотой встречаемости, были *Stylodrilus heringianus* Claparede, 1862, *Lumbriculus variegatus* (Müller, 1774) и *Lamprodrilus isoporus* Michaelsen, 1901. Остальные виды встречались в единичных экземплярах или малых количествах. В составе личинок амфибиотических насекомых наиболее распространены представители рода *Chironomus sp*. и *Procladius sp*., а к субдоминантам принадлежали виды *Heterotrissocladius marcidus* (Walker, 1856), *Limnophyes karelicus* (Tshernovskij, 1949) и *Trissocladius paratatricus* (Tshernovskij, 1949). Среди представителей ракообразных абсолютным доминантом является реликтовая амфипода *M. affinis*. В пробах встречались единичные экземпляры *Pallasea quadrispinosa* (G. O. Sars, 1867). Из моллюсков были отмечены представители рода *Pisidium*.

Таблица 1. Видовой состав макрозообентоса Кондопожской губы (данные за 2011-2023 гг.)

Группы	Таксоны
Oligochaeta	*Alexandrovia ringulata* (Sokolskaja, 1961)
	Lamprodrilus isoporus Michaelsen, 1901
	Limnodrilus hoffmeisteri Claparede, 1862
	Lumbriculus variegatus (Müller, 1774)
	Naididae sp.
	Potamothrix hammoniensis (Michaelsen, 1901)
	Rhyacodrilus coccineus (Vejdovský, 1875)
	Spirosperma ferox Eisen, 1879
	Stylodrilus heringianus Claparede, 1862
	Tubifex newaensis (Michaelsen, 1903)
	Tubifex tubifex (Müller, 1774)
	Vejdovskyella comata (Vejdovsky, 1884)
Chironomidae	*Chironomus* sp.
	Harnischia curtilamellata (Malloch, 1915)
	Heterotrissocladius marcidus (Walker, 1856)
	Lauterbornia coracina Kieffer, 1911
	Limnophyes karelicus (Tshernovskij, 1949)
	Micropsectra gr. *praecox* (Meigen 1818)
	Paracladopelma camptolabis (Kieffer, 1913)
	Polypedilum scalaenum (Schrank, 1803)
	Procladius sp.
	Prodiamesa bathyphila Kieffer, 1918
	Stictochironomus crassiforceps (Kieffer, 1922)
	Tanytarsus gr. *gregarius* Kieffer, 1905
	Trissocladius paratatricus (Tshernovskij, 1949)
	Trissocladius zalutschicola Lipina, 1939
Amphipoda	*Monoporeia affinis* (Lindström, 1855)
	Pallasea quadrispinosa (G. O. Sars, 1867)
Bivalvia	*Pisidium* sp.

3.3.2. Количественные и структурные показатели макрозообентоса в различных районах Кондопожской губы

Данные по количественным и структурным показателям глубоководного макрозообентоса в Кондопожской губе представлены в Таблицах 2 и 3.

Исследования 2011–2023 гг. показали, что в вершинной части Кондопожской губы, где происходит сброс сточных вод ЦБК (станция К_3, Рис. 1, Таблица 2), организмы макрозообентоса в пробах отсутствовали. Уже в 1970-х годах этот район характеризовался как “мертвая” зона для бентоса (Кауфман и Полякова, 1986).

В районе станции К_4 (Таблицы 2, 3), удаленной от выпуска сточных вод на 3 км, снижается воздействие сточных вод, хотя загрязнение донных отложений остается высоким, о чем свидетельствуют низкие величины окислительно-восстановительного потенциала (Belkina, 2005). Здесь интенсивное развитие получают весьма устойчивые к загрязнению органическим веществом и дефициту кислорода представители бентоса. Так, количественные показатели Oligochaeta по сравнению с остальными представителями макрозообентоса здесь были наибольшими. В августе-сентябре 2011-2023 гг. численность олигохет в этой зоне составляла 0.04–11.44 тыс. экз./м^2, а биомасса 0.16–11.43 г/м^2 (Таблица 2). Доля олигохет в общей численности бентоса составила 25–100 %, а в общей био-

Таблица 2. Медианные значения и стандартная ошибка численности (тыс.экз./м²) и биомассы (г/м²) макрозообентоса и основых его групп на станциях К_3, К_4, К50, К_6, К_7 в Кондопожской губе (2011-2023 гг.) и на станциях KF1, KF2, KF3, KF4 (2018-2023 гг.)

	N	B	Namph	Bamph	Nolig	Bolig	Nchir	Bchir
К_3	0	0	0	0	0	0	0	0
К_4	0.90 ± 0.468 (0.12-11.78)	3.39 ± 1.575 (0.51-12.26)	0	0	0.74 ± 0.480 (0.04-11.44)	1.26 ± 0.452 (0.16-11.43)	0.13 ± 0.058 (0-0.68)	1.13 ± 0.792 (0-7.10)
К50	1.2 ± 0.405 (0.16-4.88)	3.89 ± 0.483 (0.44-16.38)	0.62 ± 0.156 (0-2.28)	3.36 ± 0.734 (0-14.32)	0.54 ± 0.087 (0.16-3.76)	1.03 ± 0.238 (0.42-5.44)	*0.02 ± 0.005 (0-0.12)	*0.21 ± 0.043 (0-0.95)
К_6	1 ± 0.202 (0.1-2.72)	3.26 ± 0.555 (0.28-7.68)	0.36 ± 0.127 (0-1.68)	2.23 ± 0.652 (0-5.1)	0.72 ± 0.249 (0.06-2.2)	1.05 ± 0.269 (0.04-2.58)	0.01 ± 0.005 (0-0.12)	0.11 ± 0.050 (0-1.28)
К_7	1.29 ± 0.266 (0.34-1.76)	4.64 ± 1.213 (0.85-7.784)	0.89 ± 0.225 (0.2-1.44)	3.65 ± 1.094 (0.59-6.924)	0.29 ± 0.081 (0.08-0.4)	0.53 ± 0.195 (0.10-1.54)	0.04 ± 0.017 (0-0.16)	0.14 ± 0.019 (0-0.26)
KF1	1.78 ± 0.457 (0.64-4.24)	6.98 ± 2.708 (1.04-26.53)	0	0	1.52 ± 0.410 (0.42-3.16)	3.35 ± 1.194 (0.6-6.92)	0.2 ± 0.104 (0-0.96)	3.58 ± 1.639 (0-19.04)
KF2	*1.86 ± 0.159 (0.86-3.52)	*4.70 ± 0.246 (3.28-7.17)	0	0	*1.79 ± 0.161 (0.8-3.48)	*5.02 ± 0.254 (2.33-6.21)	*0.04 ± 0.005 (0-0.08)	*0.50 ± 0.078 (0-1.03)
KF3	*1.32 ± 0.054 (1.04-1.6)	*3.39 ± 0.242 (2.13-4.64)	*0.2 ± 0.031 (0.04-0.36)	*0.44 ± 0.008 (0.40-0.49)	*0.8 ± 0.054 (0.52-1.08)	*2.54 ± 0.216 (1.42-3.66)	*0.2 ± 0.008 (0.16-0.24)	*0.4 ± 0.034 (0.22-0.58)
KF4	*0.35 ± 0.019 (0.18-0.5)	*1.06 ± 0.096 (0.41-1.94)	0	0	*0.12 ± 0.012 (0-0.22)	*0.21 ± 0.024 (0-0.436)	*0.18 ± 0.023 (0-0.34)	*0.62 ± 0.106 (0-1.73)

Примечание: N – общая численность; B – общая биомасса; Namph - численность Amphipoda; Bamph – биомасса Amphipoda; Nolig – численность Oligochaeta; Bolig – биомасса Oligochaeta; Nchir – численность Chironomidae; Bchir – биомасса Chironomidae; в скобках представлены минимальное и максимальное значение; * – в связи с малой выборкой приведены средние значения и стандартная ошибка среднего.

массе – 14–100 % (Таблица 3). Среди представителей доминировали *T. tubifex*, *L. hoffmeisteri* и *S. ferox*. Хирономиды были представлены в меньшем количестве: их численность колебалась от 0 до 0.68 тыс. экз./м², а биомасса – от 0 до 7.10 г/м². Доля хирономид в общей численности варьировала от 0% до 4%, а в общей биомассе – от 0% до 86%. Основными представителями являлись виды рода *Chironomus* sp. и *Procladius* sp. В составе бентоса на станции К_4 отсутствовали реликтовые рачки – вид *M. affinis*, который является очень чувствительным по отношению к недостатку кислорода (Modig and Ólafsson, 1998).

По мере удаления от ЦБК на 10 км и далее (район станций К50, К_6 и К_7) снижается степень загрязнения донных отложений. Количественные показатели бентоса в районах станций К50, К_6 и К_7 варьировали незначительно (Таблицы 2, 3). Общая численность бентоса на станции К50 составляла в среднем 1.2 ± 0.405 тыс. экз./м² (варьируя от 0.16 до 4.88 тыс. экз./м²). Общая биомасса на этой станции составила 3.89 ± 0.483 г/м² (от 0.44 до 16.38 г/м²). На станции К_6 средняя численность была 1 ± 0.202 тыс. экз./м² (0.1-2.72 тыс. экз./м²), а средняя биомасса – 3.26 ± 0.555 г/м² (0.28-7.68 г/м²). На станции К_7 численность составила 1.29 ± 0.266 тыс. экз./м² (0.34-1.76 тыс. экз./м²), а биомасса – 4.64 ± 1.213 г/м² (0.85-7.784 г/м²).

Наиболее важным признаком бентосных сообществ в районе станций К50, К_6 и К_7 является присутствие в них реликтовых ракообразных *M. affinis* (Таблицы 2, 3). Однако показатели развития этого вида на разных станциях различались. На станции К50 численность *M. affinis* составляла в среднем

Таблица 3. Диапазоны вклада основных групп макрозообентоса (%) в показатели общей численности и биомассы на станциях К_4, К50, К_6, К_7 в Кондопожской губе (2011-2023 гг.) и на станциях KF1, KF2, KF3, KF4 (2018-2023 гг.)

	Namph, %	Nolig, %	Nchir, %	Bamph, %	Bolig, %	Bchir, %
К_4	0	25-100	0-67	0	14-100	0-86
К50	0-72	24-100	0-4	0-88	7-100	0-6
К_6	0-66	21-100	0-13	0-92	8-100	0-45
К_7	46-82	9-37	0-15	65-90	6-35	0-5
KF1	0	64-100	0-30	0	14-100	0-86
KF2	0	92-99	0-6	0	68-100	0-30
KF3	3-35	50-68	15	9-23	67-79	10-12
KF4	0	0-56	0-93	0	0-59	0-97

Примечание: Namph – доля численности Amphipoda; Bamph – доля биомассы Amphipoda; Nolig – доля численности Oligochaeta; Bolig – доля биомассы Oligochaeta; Nchir – доля численности Chironomidae; Bchir – доля биомассы Chironomidae.

0.62 ± 0.156 тыс. экз./м² (при максимуме 2.28 тыс. экз./м²), а биомасса достигала 3.36 ± 0.734 г/м² (максимальные значения – 14.32 г/м²). На станции К_6 средняя численность *M. affinis* была ниже – 0.36 ± 0.127 тыс. экз./м² (при наибольших значениях 1.68 тыс. экз./м²), а биомасса составляла 2.23 ± 0.652 г/м² (достигая 5.1 г/м²). В районах расположения станций К50 и К_6 вид *M. affinis* в отдельные годы не встречался в пробах. Доля *M. affinis* в общей численности бентоса на станции К50 варьировала от 0% до 72%, а доля биомассы – от 0% до 88%. На станции К_6 доля численности *M. affinis* составляла от 0% до 66%, а доля биомассы – от 0% до 92% (Таблица 3).

На станции К_7, наиболее удаленной от выпуска сточных вод (примерно на 40 км), наблюдалась максимальная средняя численность *M. affinis* – 0.89 ± 0.23 тыс. экз./м² и наибольшая биомасса – 3.65 ± 1.09 г/м². Необходимо отметить, что в отличие от станций К50 и К_6, в районе станции К_7 амфиподы *M. affinis* всегда присутствовали во всех пробах: их доля в общей численности варьировала от 46% до 82%, а в общей биомассе – от 65% до 90% (Таблица 3).

Что касается олигохет, то различия между бентосными сообществами на станциях К50, К_6 и К_7 по их участию в составе бентоса не были столь резкими, как это было обнаружено по реликтовым амфиподам. Самыми распространенными видами малощетинковых червей на станциях К50, К_6 и К_7 стали виды *T. tubifex*, *L. hoffmeisteri* и *S. ferox*, редко встречались *S. heringianus* и *L. variegatus*. На станции К_50 численность олигохет варьировала в пределах 0.54 ± 0.087 тыс. экз./м² при биомассе 1.03 ± 0.238 г/м². На станции К_6 численность олигохет была близкой к показателям на станции К50 и варьировала в пределах 0.72 ± 0.249 тыс. экз./м² при биомассе 1.05 ± 0.269 г/м². На станции К_7 показатели олигохет были наименьшими и варьировали в пределах 0.29 ± 0.081 тыс. экз./м² при биомассе 0.53 ± 0.195 г/м². В составе сообщества доля олигохет в общей численности составляла на станции К50 – 24-100% , К_6 – 21–100% и К_7 – 9-37%, а доля в общей биомассе: К50 –7-100% , К_6 – 8-100% и К_7 – 6-35%.

Хирономиды в бентосных сообществах на станциях К50, К_6 и К_7 были представлены довольно широким спектром видов, среди которых обычны виды рода *Procladius sp.*, *Polypedilum scalaenum* (Schrank, 1803),), *T. paratatricus*, *P. camptolabis*, 1913), *L. karelicus*, *H. gr. marcidus* и другие. Численность и биомасса хирономид на станции К50 составили 0.02 ± 0.005 тыс. экз./м² и 0.21 ± 0.043 г/м² , соответственно. На станции К_6 эти показатели принимали значения 0.01 ± 0.005 тыс. экз./м² и 0.11 ± 0.050 г/м² , на станции К_7 – 0.04 ± 0.017 тыс. экз./м² и 0.14 ± 0.019 г/м², соответственно. Доля хирономид в сообществе достигала: К50 – 0–4% по численности, по биомассе – 0–6%; К_6 – 0–13 % по численности, по биомассе 0–45%; К_7 –0–15 % по численности, по биомассе – 0–5%.

В районе расположения форелевых хозяйств (станции KF1, KF2, KF3, KF4, Рис. 1, Таблицы 2, 3) регулярные исследования состояния глубоководного бентоса стали проводить, начиная с 2018 г. На станции KF1 общая численность бентоса составляла 1.78 ± 0.457 тыс. экз./м², а общая биомасса – 6.98 ± 2.708 г/м². При этом олигохеты, представленные ограниченным видовым составом – в основном *T. tubifex*, а также *S. ferox, L. hoffmeisteri* и *Potamothrix hammoniensis* (Michaelsen, 1901), имели высокие количественные показатели. Их численность варьировала от 0.42 до 3.16 тыс. экз./м², а биомасса – от 0.6 до 6.92 г/м². Доля олигохет в общей численности достигала 64-100%, а в общей биомассе – 14-100%. Несмотря на относительно невысокую численность (в пределах 0-0.96 тыс. экз./м²), хирономиды на этой станции характеризовались значительной биомассой (3.58 ± 1.639) г/м². Это обусловлено доминированием крупных, устойчивых к загрязнению личинок рода *Chironomus sp*. Доля хирономид в общей численности составляла 0-30 %, а в общей биомассе – 0–86 %. На станции KF1 в составе бентосных сообществ отсутствовали реликтовые амфиподы *M. affinis*, что свидетельствовало о неблагоприятных кислородных условиях в этом районе.

Станция KF2 характеризовалась высокой численностью макрозообентоса – в пределах от 0.86 до 3.52 тыс. экз./м² и биомассой – от 3.28 до 7.17 г/м². Доля олигохет в общей численности макрозообентоса на данной станции была высокой и составляла от 92 до 99%, а от общей биомассы от 68 до 100%. Численность варьировала в пределах от 0.8 до 3.48 тыс. экз./м² при биомассе 2.33-6.21 г/м². Видовой состав олигохет в целом был сходным с таковым на станции KF1, однако здесь встречается стенотермный вид – *L.variegatus*. Личинки амфибиотических насекомых на станции KF2 были представлены исключительно родом *Chironomus sp.* Здесь, как и на станции KF1, в пробах бентоса реликтовые ракообразные не выявлены.

Общая численность бентоса на станции KF3 составляла 1.04–1.6 тыс. экз./м², а общая биомасса – 2.13–4.64 г/м². В отличие от станций KF1 и KF2, на станции KF3 были отмечены единичные экземпляры реликтового рачка *M. affinis,* численность которых составляла 0.04–0.36 тыс. экз./м², при биомассе 0.40–0.49 г/м². Доля их в общей численности и биомассе была небольшой и составляла 3–35% и 9–23% соответственно. Олигохеты играли доминирующую роль в сообществе, составляя 50–68 % численности и 67–79% биомассы. Их численность варьировала 0.52 до 1.08 тыс. экз./м², а биомасса достигала 1.42–3.66 г/м². В то же время отмечали появление стенотермного вида *L. isoporus* и олигосапробных представителей рода *Naididae* sp. Численность хирономид на станции KF3 составляла 0.16–0.24 тыс. экз./м², а биомасса хирономид 0.22–0.58 г/м². Видовой состав хирономид (по сравнению с другими станциями в районе форелевых ферм) увеличивался, включая *H. marcidus*, *Stictochironomus crassiforceps* (Kieffer, 1922) и представителей рода *Procladius sp.*

На станции KF4, расположенной в прибрежье и испытывающей влияние старого русла реки Суна

(Рис. 1), наблюдались низкие количественные показатели макрозообентоса: численность составляла 0.18–0.5 тыс. экз./м^2, а биомасса – 0.41–1.94 г/м^2. Олигохеты, представленные в небольшом количестве (численность – 0–0.22 тыс. экз./м^2, биомасса – 0–0.436 г/м^2; доля в общей численности – 0–56 %, в общей биомассе – 0–59 %), характеризовались видовым составом, идентичным таковому на станции KF1 (*T. tubifex, S. ferox, L. hoffmeisteri и P. hammoniensis*). На станции KF4 личинки амфибиотических насекомых демонстрировали более высокие количественные показатели: численность – 0–0.34 тыс. экз./м^2, биомасса – 0–1.73 г/м^2, доля в общей численности – 0–93%, в общей биомассе – 0–59 %. Среди хирономид обнаружили лишь представителей *Chironomus* sp., что также характерно для станции KF1. Реликтовые ракообразные на станции KF4 отсутствовали.

3.3.3. Оценка индикаторной значимости реликтовых ракообразных *M. affinis*

Особый интерес для целей биоиндикации представляют реликтовые ракообразные *M. affinis*, которые определяют основной вклад в биомассу и численность глубоководного макрозообентоса Онежского озера (Полякова, 2015). Этот рачок является важнейшим кормовым объектом сигов (Герд, 1949). В Онежском озере вид *M. affinis* характеризуется двухлетним жизненным циклом (Калинкина и Исакова, 2023). Вид *M. affinis* весьма чувствителен к дефициту кислорода в воде (Wiklund and Sundelin, 2001). В условиях гипоксии в Финском заливе Балтийского моря вид *M. affinis* исчезал из состава бентоса (Максимов, 2018; Maximov, 2003; Berezina and Maximov, 2016). С другой стороны, на примере изучения арктического озера Имандра, показано, что вид *M. affinis* оказался достаточно устойчив к загрязнению тяжелыми металлами и биогенными элементами и сохранил свое широкое распространение в глубоком плесе озера на протяжении длительной истории антропогенного воздействия (Il'yashuk, 2002). Для условий Онежского озера индикаторная значимость вида *M. affinis* до настоящего времени не изучалась.

С целью проследить закономерности распределения *M. affinis* на дне Кондопожской губы, была рассмотрена связь между показателями численности этого вида и химическим составом донных отложений. Показатели численности *M. affinis* и состав верхнего слоя илов в разных районах Кондопожской губы в период 2001-2008 гг. представлен в Таблице 4.

Таблица 4. Медианные значения и ошибка медианы показателей численности *M. affinis* (Nm) и химического состава илов (0–5 см) на станциях в Кондопожской губе (2001–2008 гг.)

Показатели	К_3 n = 7	К_4 n = 7	К50 n = 9	К_6 n = 10	К_7 n = 10
Nm	0	0*	1.93 ± 0.37 (0.78–2.22)	1.31 ± 0.38 (0.42–2.36)	1.64 ± 0.42 (0.69–3.27)
Eh	38.7 ± 30.4 (-51.3–95.0)	100.0 ± 2.9 (16.0–176.0)	212.1 ± 23.9 (71.0–294.0)	145.3 ± 42.9 (39.0–652.0)	364.4 ± 32.3 (200.0–430.0)
pH	6.46 ± 0.14 (5.99–6.81)	6.67 ± 0.01 (5.24–6.82)	6.37 ± 0.04 (6.17–7.17)	6.82 ± 0.08 (6.72–7.07)	6.50 ± 0.03 (6.04–6.81)
wet	93.1 ± 2.7 (86.0–95.9)	87.7 ± 1.8 (83.7–92.9)	90.7 ± 0.8 (84.9–91.9)	90.3 ± 0.5 (86.3–96.5)	87.4 ± 1.8 (83.9–92.6)
por	0.92 ± 0.03 (0.86–0.98)	0.90 ± 0.02 (0.87–0.94)	0.92 ± 0.01 (0.89–0.94)	0.92 ± 0.01 (0.86–0.96)	0.90 ± 0.01 (0.88–0.92)
Corg	19.7 ± 2.0 (13.9–21.7)	12.7 ± 1.1 (10.0–16.4)	8.2 ± 0.3 (5.7–10.2)	6.6 ± 0.6 (5.1–9.4)	3.7 ± 0.3 (2.5–5.6)
ППП	45.1 ± 6.7 (25.0–64.4)	29.1 ± 2.2 (23.8–37.5)	21.0 ± 0.9 (15.0–26.0)	20.8 ± 2.0 (14.0–22.6)	15.8 ± 1.1 (12.8–17.7)
OD	8.33 ± 0.67 (6.00–9.88)	3.78 ± 0.37 (2.71–4.14)	0.69 ± 0.20 (0.47–2.56)	2.55 ± 0.45 (0.46–5.95)	0.45 ± 0.06 (0.30–1.50)
НУ	0.135 ± 0.045 (0.040–0.197)	0.100 ± 0.037 (0.020–0.303)	0.012 ± 0.006 (0.004–0.169)	0.020 ± 0.005 (0.005–0.080)	0.009 ± 0.008 (0.004–0.033)
Fe	2.45 ± 0.61 (0.90–3.05)	3.44 ± 0.24 (2.66–4.32)	6.00 ± 0.34 (5.22–8.32)	6.62 ± 0.14 (6.17–8.05)	5.52 ± 0.11 (3.77–6.18)
Mn	0.33 ± 0.11 (0.19–0.58)	0.14 ± 0.03 (0.06–0.27)	1.06 ± 0.03 (0.76–1.90)	0.84 ± 0.18 (0.30–1.41)	0.77 ± 0.07 (0.68–1.45)
ChlA	88.1 ± 72.6 (9.0–592.3)	105.5 ± 60.8 (7.3–368.5)	69.9 ± 10.8 (8.1–130.6)	84.5 ± 10.2 (8.5–149.2)	3.1 ± 0.9 (1.5–9.0)

Примечание: Nm, тыс. экз./м^2 – численность *M. affinis*; Eh, мВ – окислительно-восстановительный потенциал; pH – активная реакция среды; wet (% от сухой навески)– влажность илов; por – пористость; Corg– содержание органического углерода (% от сухой навески); ППП – потери при прокаливании (% от сухой навески); OD – потребление кислорода г $O_2 \cdot м^{-2} \cdot сут^{-1}$; НУ – концентрация нефтяных углеводородов; Fe – содержание общего железа (% от сухой навески); Mn – содержание общего марганца (% от сухой навески); ChlA – концентрация хлорофилла «а», мкг/г; n – число измерений; * – отсутствие *M. affinis* на станции К_4, кроме единичного значения 0.089 тыс. экз./м^2; в скобках - пределы изменчивости показателей.

В вершинной части Кондопожской губы, где осуществляется сброс сточных вод комбината (станция К_3), а также в районе близко расположенной станции К_4, в поверхностном слое илов обнаружены наиболее низкие величины окислительно-восстановительного потенциала, высокие концентрации органического углерода, потерь при прокаливании, наибольшие концентрации нефтепродуктов. Кондопожская губа интенсивно эвтрофируется, что определяет высокое содержания хлорофилла «а» в донных отложениях (Таблица 4). Поступление больших количеств автохтонного и аллохтонного органического вещества и его накопление на дне определяет в этом районе наибольшие скорости потребления кислорода илами. Восстановительные условия в донных отложениях на станции К_3 отмечались уже более 40 лет назад (Васильева, 1986, 1990, 1999; Белкина, 2007; Белкина, 2015). В этом районе в донных осадках отмечается много неразложившихся остатков древесины и целлюлозного волокна. Установлено, что толщина техногенного слоя колеблется от нескольких сантиметров до 5 м. Объем осадков, загрязненных отходами целлюлозно-бумажного комбината в вершинной части залива составил около 4 млн. м^3, что соответствует 600 тыс. т сухого вещества (Belkina, 2005).

По мере удаления от района сброса сточных вод ЦБК происходит их разбавление и улучшается экологическая ситуация в заливе. На поверхности донных осадков на станциях К50, К_6 и К_7 появляется окисленный слой, увеличивается значение окислительно-восстановительного потенциала (145-364 мВ). Закономерно снижается концентрация углерода и связанных с ним показателей потерь при прокаливании и потребления кислорода илами. Уменьшается загрязнение донных осадков нефтяными углеводородами. На станции К_7 существенно меньше выражены процессы эвтрофирования, что отражается на наименьшем содержании хлорофилла «а» в донных осадках (Таблица 4).

Показатели численности реликтовых амфипод отражают характер органического загрязнения илов и сложившейся здесь окислительно-восстановительной ситуации. Так, на станциях К_3 и К_4 *M. affinis* отсутствует, в то время как на наиболее удаленных от места сброса сточных вод станциях К50, К_6 и К_7 численность составляет 1.3–1.9 тыс. экз./м^2.

Для выявления характера связей между показателями развития реликтовых ракообразных и химическим составом илов был применен метод главных компонент. В исходную матрицу включили показатели численности рачков и данные по химическому составу илов на станциях К_4, К50, К_6 и К_7. Из массива исключили данные по станции К_3, где донные осадки представляют продукты разрушения целлюлозы, не населены бентосом и, как техногенные образования, не представляют интереса для рассмотрения закономерностей распределения организмов бентоса в Кондопожской губе. Таким образом, матрица исходных данных для метода главных компонент включала 12 столбцов (по количеству признаков) и 33 строки (по четырем станциям за разные годы исследований).

По результатам компонентного анализа, доля от общей дисперсии, которая пришлась на первые две компоненты, составила 65 % (Таблица 5). Это свидетельствует о том, что между изучаемыми признаками существует тесная связь.

Плеяды, образованные между изучаемыми признаками, представлены на Рисунке 5. Положительно связанные с показателями численности *M. affinis* величина окислительно-восстановительного потенциала, содержание в илах железа и марганца образовали первую плеяду признаков. С ростом загрязнения илов органическими веществами, в том числе, нефтепродуктами, численность реликтовых ракообразных снижается. Эти показатели (Сорг, ППП, OD, НУ) сформировали вторую плеяду признаков. Влажность и пористость илов, определивших значимый вклад во вторую главную компоненту, образовали третью плеяду признаков.

Расположение станций в осях двух главных компонент представлено на Рисунке 6. Исследуемые станции образовали три группы, каждая из которых ранжирована по степени близости к району сброса сточных вод ЦБК. Наиболее близкая к вершинной части Кондопожской губы станция К_4, где отсутствуют амфиподы *M. affinis*, характеризуется наибольшим загрязнением органическим веществом и наименьшими концентрациями железа и марганца, что определило положение этой группы в правом верхнем квадранте.

Три других станции К50, К_6 и К_7 занимают верхний левый и нижний левый квадранты, т.к. в наименьшей степени загрязнены органическими веществам, характеризуются окислительной ситуацией на поверхности донных отложений и населены реликтовыми ракообразными *M. affinis*. Станции К50

Таблица 5. Факторные нагрузки признаков (показатели численности *M. affinis* и химического состава илов) в значения главных компонент.

Признак	Первая компонента	Вторая компонента
Nm	-0.9*	-0.3
Eh	-0.7*	0.2
pH	0.0	-0.3
Wet	0.1	-0.7*
Por	0.0	-0.7*
Сорг	0.9*	-0.3
ППП	0.9*	-0.1
OD	0.8*	-0.3
НУ	0.7*	0.2
Fe	-0.7*	-0.6
Mn	-0.8*	-0.5
ChlA	0.6	-0.5
Доля в общей дисперсии, %	45	20

Примечание: Обозначения признаков – см. Таблицу 4.

и К_6 характеризуются несколько большими значениями пористости и влажности илов (по сравнению со станциями К_4 и К_7), что отражает особенности гранулометрического состава илов, связанного с повышенным содержанием мелкодисперсных фракций в илах этих более глубоководных районов. Третья плеяда признаков обусловила расположение станций К50 и К_6 в нижнем левом квадранте в осях двух главных компонент (Рис. 6).

Что касается содержания железа (5.52–6.62 %) и марганца (0.77–1.06 %), характерного для станций К50, К_6 и К_7, то донные отложения Онежского озера характеризуются повышенными уровнями этих элементов, что отражает влияние заболоченной водосборной территории, с которой железо и марганец поступают вместе с гумусовыми веществами (Васильева, 1999; Belkina et al., 2023). Присутствие кислорода в поверхностном слое донных отложений обуславливает накопление нерастворимых окисных соединений железа и марганца в зоне геохимического барьера.

Если отсортировать значения величин Eh и проанализировать их влияние на численность *M. affinis*, выявляется следующая закономерность: при значениях Eh 176 мВ и выше численность изменяется от 0.089 тыс. экз./м^2 до высоких значений 3.267 тыс. экз./м^2 (Рис. 7).

Поскольку при снижении Eh ниже 176 численность резко падает вплоть до отсутствия амфипод, эту границу окислительно-восстановительного потенциала (около 180 мВ) следует считать пределом выживания *M. affinis*. Отсутствие этого вида в составе глубоководных сообществ будет свидетельствовать о высоком загрязнении донных отложений органическими веществами и неблагоприятной экологической ситуации в связи с восстановительными условиями в илах.

Таким образом, компонентный анализ позволил доказать высокую индикаторную значимость реликтовых ракообразных *M. affinis* для диагностики загрязнения донных отложений отходами целлюлозно-бумажного производства. Весьма важно, что природные особенности донных отложений Онежского озера (повышенное содержание железа и марганца) не снижают информативной значимости показателей *M. affinis* для целей выявления загрязненных илов с пониженными (менее 180 мВ) значениями окислительно-восстановительного потенциала в глубоких районах Онежского озера.

4. Обсуждение

4.1. Характеристика экологической ситуации в Кондопожской губе по показателям газового состава

Исследования газового состава в придонных слоях воды в Кондопожской губе показали, что сезонные изменения содержания кислорода, углекислого газа и величины pH в придонных слоях воды находятся в тесной связи с гидрологическим режимом Кондопожской губы. Минимальные уровни содержания кислорода и максимальные

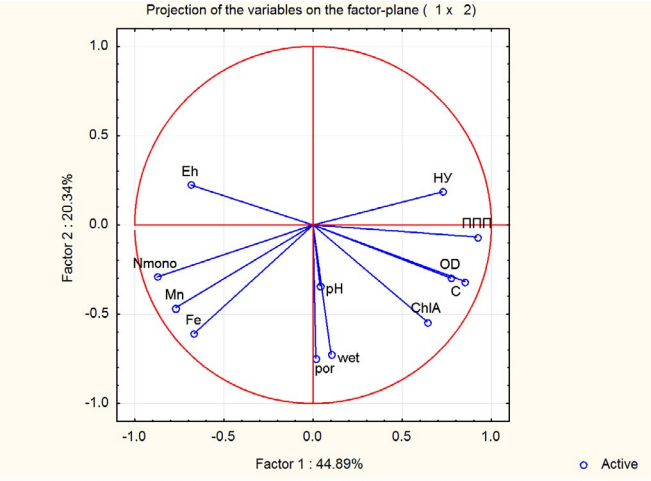


Рис. 5. Плеядная организация признаков в осях первой и второй главных компонент. Обозначения: Nmono – численность *M. affinis*; Eh – окислительно-восстановительный потенциал; pH – активная реакция среды; wet – влажность илов; por – пористость; C– содержание органического углерода; ППП – потери при прокаливании; OD – потребление кислорода; НУ – концентрация нефтяных углеводородов; Fe – содержание общего железа; Mn – содержание общего марганца; ChlA – концентрация хлорофилла «а».

концентрации углекислого газа наблюдаются в подледный период и осенью, в конце вегетационного периода (Рис. 2, 3). Максимальные зафиксированные нами значения концентрации кислорода и, соответственно, минимальные уровни содержания углекислого газа отмечаются в период прохождения весеннего термического бара. В это время водные массы перемешиваются, что обеспечивает обогащение придонных слов воды кислородом, поступающим из насыщенных этим газом поверхностных слов воды. Углекислый газ поступает из нижних слоев в верхние горизонты и дегазирует в атмосферу.

Нами выявлена значимая ($p < 0.05$) обратная связь между содержанием кислорода и углекислым газом в придонных слоях воды на разных станциях

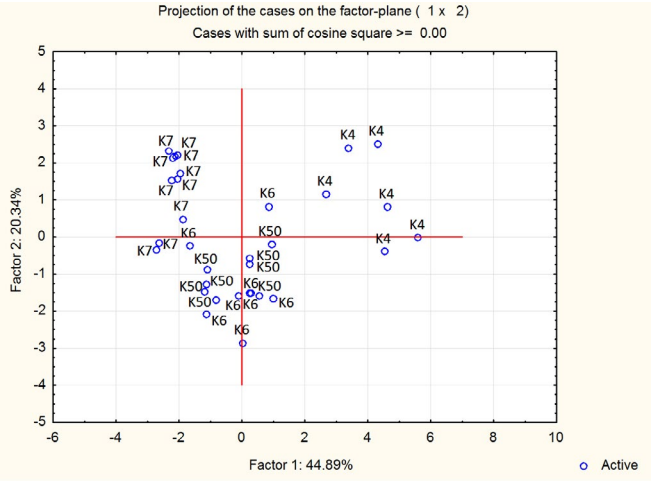


Рис. 6. Ординация станций исследования донных отложений в Кондопожской губе в осях первой и второй главных компонент; К_4, К50, К_6, К_7 – станции вдоль продольного разреза (расположение станций представлено на Рис. 1).

в Кондопожской губе (Рис. 2). Коэффициенты корреляции Спирмена между концентрациями двух газов на станциях К_4, К50, К_6, К_7 и КF2 составили, соответственно, –0.86; –0.45; –0.77; –0.54 и –0.92. Обратно пропорциональная связь между содержанием растворенного в воде кислорода и углекислого газа в придонных слоях Онежского озера доказывает определяющую роль на дне биологических процессов в сезонной динамике газов, а именно, деструкции органического вещества при бактериальном дыхании. В ходе биохимического окисления микроорганизмы поглощают кислород и выделяют углекислый газ, что приводит к их устойчивой отрицательной корреляции. На динамику этих газов также влияет сезонная температурная стратификация, препятствующая вертикальному перемешиванию. В результате, в зимний и летний периоды в придонном горизонте накапливается углекислота при одновременном снижении концентрации кислорода.

На станциях, расположенных вдоль продольного разреза, ситуация оказалась в целом благополучная, которая в течение всех сезонов характеризовалась высоким насыщением воды кислородом в придонных слоях воды. Тем не менее в ряду станций можно выделить район расположения станции К_4, где зимой наблюдалась пониженная концентрация кислорода (6.1 мгO_2/л), при которой возможно угнетение дыхания бентоса. Другой район (станция К_7), расположенная на выходе из Кондопожской губы, напротив, характеризуется наилучшими кислородным условиями. Это объясняется влиянием чистых озерных вод, поступающих из прилегающего залива Большое Онего, которые существенно улучшают качество вод Кондопожской губы, насыщая их кислородом (Пирожкова, 1986, 1990).

В районе форелевых хозяйств уровни содержания кислорода в придонных слоях воды характеризуют ситуацию как крайне неблагоприятную для обитания водных организмов. В этих условиях, когда продолжительную часть года, концентрация кислорода снижается ниже 6.4 мгO_2/л, можно ожидать угнетения дыхания, нарушения размножения, питания и роста организмов бентоса. Кроме того, в районе форелевых ферм для рыб складываются заморные условия.

4.2. Биоиндикация экологической ситуации в Кондопожской губе по показателям глубоководного макрозообентоса и химического состава донных отложений

На состояние макрозообентоса в Кондопожской губе Онежского озера оказывает влияние многофакторное загрязнение, источниками которого являются ЦБК, г. Кондопога, поселки, деревни, дачные кооперативы на берегах залива и форелевые хозяйства. Донные сообщества Кондопожской губы, в частности, глубоководный макрозообентос, являются биоиндикаторами кумулятивных эффектов,

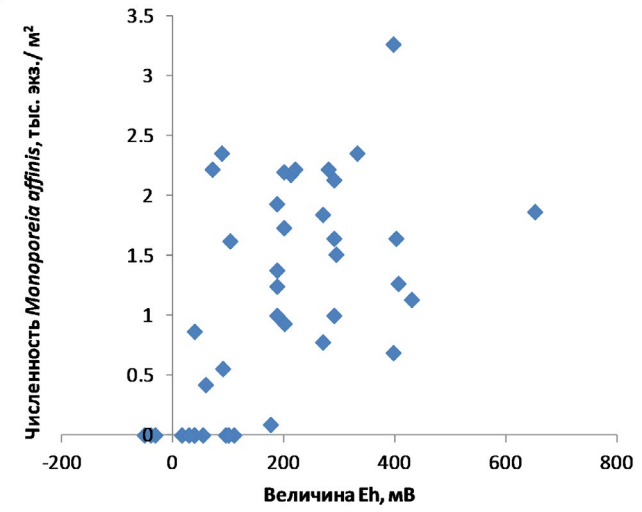


Рис. 7. Изменение численности *M. affinis* при различных значениях окислительно-восстановительного потенциала поверхностного слоя донных отложений в Кондопожской губе.

связанных с многолетним накоплением загрязняющих веществ на дне (Kalinkina et al., 2012).

Анализ данных показал, что в Кондопожской губе сформировались зоны, донные отложения которых отличаются друг от друга химическим составом, по количественным показателям и видовому разнообразию макрозообентоса. В вершинной части залива, на станции К_3, где происходит сброс сточных вод ЦБК, по-прежнему сохраняется «мертвая» зона с полным отсутствием бентоса на дне. В этом районе залива в донных осадках отмечается много неразложившихся остатков древесины и целлюлозного волокна. В отсутствие кислорода из донных отложений в придонные слои воды в значительных количествах поступают токсичные вещества (метан, меркаптаны, сероводород, сульфиты, тиосульфаты, сульфаты, лигносульфонаты, фенолы) (Васильева, 1999; Белкина, 2015). Таким образом, в вершинной части Кондопожской губы донные осадки непригодны для выживания организмов бентоса в связи протеканием анаэробных процессов разложения органического вещества. Об этом свидетельствуют часто фиксируемые отрицательные значения окислительно-восстановительного потенциала в поверхностном слое донных отложений (Таблица 4).

На станции К_4, в районе, примыкающем к «мертвой» зоне, наблюдаются высокие показатели численности и биомассы олигохет и личинок амфибиотических насекомых, устойчивых к загрязнению. Результаты исследования показали значительное загрязнение дна в этом районе, что определяет доминирование устойчивых к загрязнению видов семейства *Tubificidae*, личинок родов *Procladius*, *Chironomus*, способных существовать в анаэробных условиях. Большое количество органических веществ автохтонного происхождения в этой зоне, о котором свидетельствуют высокое содержание хлорофилла «а» в илах, служит источником питания глубоководного бентоса, что способствует их активному размножению.

В центральной части залива и на выходе из нее (станции К50, К_6 и К_7) появление реликтовой амфиподы *M. affinis* свидетельствует об окислительной ситуации в поверхностном слое илов, что создает благоприятные условия для жизни и размножения этого вида. В районе глубоководной впадины в Кондопожской губе в илах обнаружены высокие концентрации растительных пигментов (205 мкг/г) (Васильева, 1999). С использованием седиментационных ловушек высокие концентрации хлорофилла «а» выявлены в оседающем веществе: на станции К50 – 165 мкг/г, на станции К_6 – 249 мкг/г (Belkina et al., 2023). Высокие концентрации хлорофилла «а» в поверхностном слое илов свидетельствуют о благоприятных трофических условиях для глубоководного бентоса в районе изученных станций в Кондопожской губе, что объясняется протекающими в настоящее время процессами эвтрофирования этого залива.

Тем не менее, по химическому составу, в районе станции К_6, илы характеризуются как весьма загрязненные (Белкина, 2015). Это связано с аккумулятивным характером этой зоны, (глубины достигают 80 м) и особенностями распространения загрязненных вод в придонных водах, что способствует высоким скоростям накопления осадочного вещества – 983 г/м^2 в год (Палеолимнология..., 2022). Высокие величины соотношения C:N и низкие значения гуминового коэффициента (Кгум. = Сгум. : Corg. = 0.1) в илах свидетельствуют о техногенном генезисе органического вещества осадка. Большой разброс значений Eh (39–652 мВ) указывает на значительную изменчивость редокс-условий в донных отложениях. На станции К_7 отмечается существенно более благоприятная ситуация: здесь величины окислительно-восстановительного потенциала в поверхностном слое илов достигают наибольших значений (200–430 мВ) (Таблица 4), что указывает на наилучшие кислородные условия для существования реликтовых амфипод *M. affinis*.

Исследование влияния нового антропогенного фактора – форелевых хозяйств, продемонстрировало значительное загрязнение донных отложений этого района. Во-первых, на станциях вблизи форелевых хозяйств отсутствовали реликтовые амфиподы. В то же время показатели развития олигохет и хирономид оставались высокими, с преобладанием видов олигохет семейства *Tubificidae* и личинок рода *Chironomus* sp. Преобладание этих видов, особенно в сочетании с их высокой биомассой, является индикатором значительной степени загрязнения донных отложений. Лишь на одной из станций, наиболее удаленной от форелевых ферм, отмечались единичные случаи появления реликтовых ракообразных, вероятно связанных с их случайным попаданием в эти зоны. Результаты биоиндикации хорошо согласуются с данными по низкому содержанию кислорода в придонных слоях воды, соответствующему заморным условиям в районе форелевых ферм. В целом, показатели бентоса и газового режима в данном районе свидетельствует о поступлении большого количества органических веществ от форелевых ферм и формировании здесь зон загрязнения.

5. Выводы

1. Исследования 2011-2023 гг. показали, что в различных районах Кондопожской губы Онежского озера происходит масштабная трансформация глубоководных бентосных сообществ. В вершинной части губы, вблизи зоны сброса сточных вод КЦБК, где донные сообщества отсутствуют, продолжает существовать «мертвая» зона. В примыкающем к ней району сильного загрязнения обычными являются наиболее устойчивые организмы, такие как представители семейства *Tubificidae*. По мере продвижения к выходу из залива формируются условия, более благоприятные для донных организмов, качественное разнообразие зообентоса возрастает. Важнейшим признаком, указывающим на благополучие экологической ситуации, является присутствие в составе бентоса реликтовых амфипод *M. affinis*. Для условий Онежского озера доказана высокая индикаторная значимость этого вида, отсутствие которого свидетельствует о резких изменениях в глубоководных донных сообществах и высоком загрязнении илов при значениях окислительно-восстановительного потенциала ниже 180 мВ.

2. Проведенное исследование позволило установить существенное влияние форелевых хозяйств на экологическое состояние Кондопожской губы Онежского озера. Анализ газового режима придонных слоев в Кондопожской губе показал, что опасная ситуация для водных организмов по содержанию растворенного кислорода сложилась в районе расположения форелевых ферм. Здесь в зимний и осенний периоды складываются заморные условия, которые могут вызывать гибель рыб и угнетение донных животных. Форелеводческим хозяйствам необходимо принять во внимание весьма неблагоприятную экологическую ситуацию в придонных слоях воды для снижения нагрузки на водоем и оптимизации условий выращивания форели.

3. В районах, непосредственно прилегающих к объектам аквакультуры, наблюдается значительное ухудшение экологических условий, что проявляется в комплексе изменений структуры и состава донных сообществ. Под влиянием деятельности форелевых хозяйств происходит изменение соотношения различных групп организмов в донных сообществах. Виды, чувствительные к загрязнению, исчезают, уступая место более устойчивым и толерантным к загрязнению организмам. Это приводит к доминированию отдельных видов, способных выживать в условиях повышенного содержания органических веществ и других загрязнителей, поступающих с форелевых ферм.

Благодарности

Исследования выполнены на научном оборудовании Центра коллективного пользова-

ния Федерального исследовательского центра «Карельский научный центр Российской академии наук» в рамках государственного задания ИВПС КарНЦ РАН № FMEN-2026-0011 «Функционирование экосистемы Онежского озера и озерно-речных систем его водосборной территории в условиях климатических изменений и антропогенного воздействия».

Авторы выражают благодарность командам научно-исследовательский судов «Эколог» и «Посейдон» за содействие в получении данных экспедиционных наблюдений; старшему научному сотруднику Института биологии КарНЦ РАН И.А. Барышеву – за помощь в определении видового состава сообществ макрозообентоса в пробах, отобранных в период 2017–2020 гг. Мы благодарим Г.Н. Соколова за перевод статьи на английский язык.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта финансовых и личных интересов.

Список литературы

Аналитические, кинетические и расчетные методы в гидрохимической практике. 2017. В: Лозовик П.А., Ефременко Н.А. (ред.). Санкт-Петербург: Нестор-История.

Аринушкина Е.В. 1962. Руководство по химическому анализу почв. Москва: Издательство МГУ.

Балаганский А.Ф., Карпечко В.А., Литвиненко А.В. и др. 2015. Ресурсы речного стока и водный баланс. В: Филатов Н.Н. (ред.), Крупнейшие озера-водохранилища Северо-запада Европейской территории России: современное состояние и изменения экосистем при климатических и антропогенных воздействиях. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. С. 127–133.

Белкина Н.А. 2007. Химический состав донных отложений. В: Лозовик П.А., Куликова Т.П., Мартынова Н.Н. (ред.), Состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1998-2006 гг. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. С. 40–49.

Белкина Н.А. 2011. Роль донных отложений в процессах трансформации органического вещества и биогенных элементов в озерных экосистемах. Труды Карельского научного центра Российской академии наук 4: 35–41.

Белкина Н.А. 2015. Внутренняя фосфорная нагрузка в Онежском озере. В: Филатов Н.Н. (ред.), Крупнейшие озера-водохранилища Северо-запада европейской территории России: современное состояние и изменения экосистем при климатических и антропогенных воздействиях. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. С. 95–103.

Бояринов М.П., Петров М.П. 1991. Процессы формирования термического режима глубоководных водоемов. Ленинград: Наука.

Васильева Е.П. 1986. Особенности формирования химического состава осадков Кондопожской губы. В: Кауфман З.С. (ред), Лимнология Кондопожской губы Онежского озера. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР. С.36–47.

Васильева Е.П. 1990. Донные отложения. В: Кауфман З.С. (ред), Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения. Ленинград: Наука. С.147–175.

Васильева Е.П. 1999.Особенности формирования донных отложений. В: Филатов Н.Н. (ред.), Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. С. 109–143.

Галахина Н.Е., Зобков М.Б. 2022. Гидрохимические исследования в районе расположения форелевых хозяйств в Кондопожской губе Онежского озера в зимний период 2022 года. Труды Карельского научного центра Российской академии наук 6: 76–87. DOI: 10.17076/lim1599

Герд С.В. 1949. Биоценозы бентоса больших озер Карелии. Петрозаводск: Издание Карело-финского государственного университета.

Ефремова Т.В. 2010. Термический режим. Онежское озеро. Атлас. В: Филатов Н.Н. (ред.). Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. С. 55–66.

Калинкина Н.М., Белкина Н.А., Сидорова А.И. и др. 2017. Биотестирование донных отложений Онежского озера с учетом их химического состава и показателей состояния глубоководного макрозообентоса. Принципы экологии № 1: 81–103. DOI: 10.15393/j1.art.2017.6022

Калинкина Н.М., Исакова К.В. 2023. Размерно-возрастная структура популяции *Monoporeia affinis* (Amphipoda) в Петрозаводской губе Онежского озера. Труды Зоологического института РАН 327(3): 468–477. DOI: 10.31610/trudyzin/2023.327.3.468

Калинкина Н.М., Теканова Е.В., Сярки М.Т. и др. 2023. Лимнологические показатели состояния Онежского озера и Выгозерского водохранилища: температура воды, концентрация хлорофилла *a*, продукция фитопланктона. Свидетельство о регистрации базы данных № 2023620710. Правообладатель: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук» (RU). Дата регистрации базы данных 20.03.2023.

Кауфман З.С., Полякова Т.Н. 1986. Зообентос. В: Кауфман З.С. (ред), Лимнология Кондопожской губы Онежского озера. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР. С. 150–160.

Кауфман З.С., Полякова Т.Н. 1990. Донная фауна В: Кауфман З.С. (ред), Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения. Ленинград: Наука. С. 216–230.

Коросов А.В. 2007. Специальные методы биометрии: учебное пособие. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ.

Крупнейшие озера-водохранилища Северо-запада Европейской территории России: современное состояние и изменения экосистем при климатических и антропогенных воздействиях. 2015. В: Филатов Н.Н. (ред.). Петрозаводск: Карельский научный центр РАН.

Крылов А.В., Барышев И.А., Безматерных Д.М. и др. 2024. Методы гидробиологических исследований внутренних вод. Ярославль: Филигрань. URL: https://www.ibiw.ru/index.php?p=publ&id=551

Куликова Т.П., Полякова Т.Н., Вислянская И.Г. 1998. Оценка экологического состояния водоемов по гидробиологическим показателям. В: Филатов Н.Н., Куликова Т.П., Лозовик П.А. (ред.), Современное состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1992–1997 гг. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. С. 23–25.

Литинская К.Д. 1975. Общая физико-географическая характеристика и элементы гидрологического режима. Кондопожская губа Онежского озера в связи с ее загрязнением промстоками ЦБК. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, С. 5–21.

Лукьяненко В.И. 1987. Экологические аспекты ихтиотоксикологии. Москва: ВО «Агропромиздат».

Максимов А.А. 2018. Межгодовая и многолетняя динамика макрозообентоса на примере вершины Финского залива. Санкт-Петербург: Нестор-История.

Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органогенных, органо-минеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектрометрии. 1998. Москва.

Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения: приказ Министерства сельского хозяйства Российской Федерации от 26 мая 2025 г. № 296. 2025. URL: http://publication.pravo.gov.ru/document/0001202506020069

Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. 2016. Т.2. В: Алексеев В.А., Цалолихин С.Я. (ред.). Москва–Санкт-Петербург: Товарищество научных изданий КМК.

Палеолимнология Онежского озера: от приледникового озера к современным условиям. 2022. Петрозаводск: КарНЦ РАН.

Панкратова В.Я. 1970. Личинки и куколки комаров подсемейства Orthocladiinae фауны СССР (Diptera, Chironomidae = Tendipedidae). Ленинград: Наука.

Панкратова В.Я. 1977. Личинки и куколки комаров подсемейств Podonominae и Tanypodinae фауны СССР (Diptera, Chironomidae = Tendipedidae). Ленинград: Наука.

Панкратова В.Я. 1983. Личинки и куколки комаров подсемейства Chironominae фауны СССР (Diptera, Chironomidae = Tendipedidae). Ленинград: Наука.

Пирожкова Г.П. 1986. Источники формирования химического состава воды Кондопожской губы Онежского озера. В: Кауфман З.С. (ред), Лимнология Кондопожской губы Онежского озера. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР. С. 47–63.

Пирожкова Г.П. 1990. Гидрохимический режим озера и его изменение под влиянием антропогенного воздействия. В: Кауфман З.С. (ред), Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения. Ленинград: Наука. С. 95–147.

Полякова Т.Н. 2015. Макрозообентос. В: Филатов Н.Н. (ред.), Крупнейшие озера-водохранилища Северо-запада европейской территории России: современное состояние и изменения экосистем при климатических и антропогенных воздействиях. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. С. 127–133.

Сабылина А.В. 2015. Внешняя нагрузка на озеро. В: Филатов Н.Н. (ред.), Крупнейшие озера-водохранилища Северо-запада европейской территории России: современное состояние и изменения экосистем при климатических и антропогенных воздействиях. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. С. 68–72.

Сидорова А.И. 2017. Современное состояние макрозообентоса в глубоководной части Онежского озера. Ученые записки Петрозаводского государственного университета 6 (167): 82–89.

Смирнова В.С., Теканова Е.В., Калинкина Н.М. 2024. Фитопланктон как индикатор состояния экосистемы Кондопожской губы Онежского озера в условиях садкового выращивания форели. Трансформация экосистем 7(1): 177–195. DOI: 10.23859/estr-220822

Соколова В.А., Полякова Т.Н. 1975. Бентофауна Кондопожской губы. Водные ресурсы Карелии и их использование. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР. С. 137–145.

Сярки М.Т. 2013. Изучение траекторий сезонной динамики планктона с помощью метода двойного сглаживания. Принципы экологии 1: 62–68. DOI: 10.15393/j1.art.2013.2141

Филатов Н.Н., Савчук О.П., Баклагин В.Н. и др. 2024. Диагноз состояния и изменений экосистемы Онежского озера и водосбора на основе информационно-аналитической системы. Фундаментальная и прикладная гидрофизика 17(2): 10–24. DOI: 10.59887/2073-6673.2024.17(2)-2

Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. 2005. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения. Кн. 2. Москва: Наука.

Belkina N.A. 2005. Retrospective assessment of bottom deposits in Kondopoga Bay, Lake Onega. Water Resources 32(6): 629–639. DOI: 10.1007/s11268-005-0080-6

Belkina N.A., Strahovenko V.D., Subetto D.A. et al. 2022. Sedimentary processes in Lake Onego at the present time. Limnology and Freshwater Biology 4: 1388–1390. DOI: 10.31951/2658-3518-2022-A-4-1388

Belkina N.A., Kulik N.V., Efremenko N.A. et al. 2023. Contemporary Sedimentation in Lake Onego: Geochemical Features of Water, Suspended Matter, and Accumulation Rate. Water 15(6): 1014. DOI: 10.3390/w15061014

Berezina N.A., Maximov A.A. 2016. Abundance and food preferences of amphipods (Crustacea: Amphipoda) in the Eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. Zhurnal Sibirskogo Federalnogo Universiteta Seriya Biologiya 9(4): 409–26. DOI: 10.17516/1997-1389-2016-9-4-409-426

Furtado P.S., Gaona C.A.P., Serra F.P. et al. 2017. Acute toxicity of carbon dioxide to juvenile marine shrimp *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931). Marine and Freshwater Behaviour and Physiology 50(4): 293–301. DOI: 10.1080/10236244.2017.1371568

Galakhina N., Zobkov M., Zobkova M. 2022. Current chemistry of Lake Onego and its spatial and temporal changes for the last three decades with special reference to nutrient concentrations. Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management 17: 100619. DOI: 10.1016/j.enmm.2021.100619

Galic N., Hawkins T., Forbes V.E. 2019. Adverse impacts of hypoxia on aquatic invertebrates: A meta-analysis. Science of the total environment 652: 736–743. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.225

Håkanson L., Jansson M. 1983. Principles of lake sedimentology. Berlin: Springer-Verlag.

Il'yashuk B.P. 2002. Relict crustaceans under conditions of long-term pollution of subarctic Lake Imandra: results of observations in 1930–1998. Russian journal of ecology 33(3): 200–204.

Kalinkina N.M., Kulikova T.P., Litvinova I.A. et al. 2012. Bioindication of Water and Bottom Sediment Pollution in the Kondopozhskaya Bay of Lake Onego. Water Resources 39(7): 776–783. DOI: 10.1134/S0097807812070044

Kalinkina N.M., Berezina N.A., Sidorova A.I. et al. 2013. Toxicity bioassay of bottom sediments in large water bodies in Northwestern Russia with the use of crustaceans. Water Resources 40: 657–666. DOI: 10.1134/S0097807813060055

Klem C.C., Gutierrez-Fonseca P.E. 2017. CO2-driven experimental acidification effects on aquatic macroinvertebrates in a tropical stream. Journal of Freshwater Ecology 32(1): 199–208. DOI: 10.1080/02705060.2016.1259126

Lozovik P.A., Zobkov M.B., Borodulina G.S. et al. 2019. Assessing external water exchange of lake bays by water chemistry characteristics. Water Resources 46(1): 94–102. DOI: 10.1134/S0097807818050123

MacIntyre C.M. 2008. Water quality and welfare assessment on United Kingdom trout farms. Chapter 2. Influences of water quality on the welfare of farmed rainbow trout. Doctoral dissertation, PhD thesis. Institute of Aquaculture, University of Stirling, UK. URL: http://hdl.handle.net/1893/434

Maximov A.A. 2003. Changes of bottom macrofauna in the eastern Gulf of Finland in 1985-2002. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology, Ecology 52 (4): 378–393.

Modig H., Ólafsson E. 1998. Responses of Baltic benthic invertebrates to hypoxic events. Journal of Experimental

Marine Biology and Ecology 229(1): 133–148.

Tekanova E.V., Syarki M.T. 2015. Peculiarities of phenology of the primary production process in the pelagic zone of Lake Onega. Biology Bulletin 42(6): 556–562. DOI: 10.1134/S1062359015060114

Tekanova E.V., Litvinova I.A. 2022. Organic matter destruction in the Kondopoga Bay, Onego Lake, under changing anthropogenic load. Water Resources 49(6): 1009–1016. DOI: 10.1134/S0097807822060173

Tekanova E.V., Kalinkina N.M., Makarova E.M. et al. 2023. The current trophic state and water quality of Lake Onego. Inland Water Biology 16: 967–973. DOI: 10.1134/S1995082923060251

Timakova T.M., Kulikova T.P., Litvinova I.A. et al. 2014. Changes in biocenoses of Kondopoga Bay, Lake Onego, under the effect of effluents from a pulp and paper mill. Water Resources 41: 78–86. DOI: 10.1134/S0097807814010126

Wiklund A.-K.E., Sundelin B. 2001. Impaired reproduction in the amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontporeia femorata* as a result of moderate hypoxia and increased temperature. Marine Ecology Progress Series 222: 131–141.

Zobkova M., Galakhina N., Zobkov M. 2025. New method for identification of natural and anthropogenic organic matter in receiving waters of pulp and paper mill discharge. Journal of Great Lakes Research 51(2): 102541. DOI: 10.1016/j.jglr.2025.102541