Ecosystem Transformation

www.ecosysttrans.com

March 2020

Volume 3

Number 1

ISSN 2619-094X Print
ISSN 2619-0931 Online

16+

Cherepovets State University

Ecosystem Transformation. 2020. 3 (1)
March 2020

Branches of Studies: Ecology
Biological Resources

FOUNDER AND PUBLISHER: Cherepovets State University

The periodical edition "Ecosystem Transformation" was registered by the Federal Supervision Agency for Information Technologies, Communications and Mass Media. Certificate of registration: PI No FS 77-72506, 20 March 2018.

CHIEF EDITOR:
A.V. Krylov, Doctor of Science in Biology, professor

EXECUTIVE EDITOR:
D.S. Kopylov, PhD in Biology

DEPUTY CHIEF EDITORS:
E.S. Ivanova, PhD in Biology
V.T. Komov, Doctor of Science in Biology, professor

EDITORIAL BOARD: V.O. Kozminykh, B. Mendsaikhan, N.N. Nemova, A.A. Prokin, A.A. Protasov, I.I. Rudneva, G.V. Shurganova

SCIENTIFIC EDITING: M.A. Galkina, O.V. Ryzhkova
TRANSLATING: S.V. Nikolaeva, D.M. Martynova
COMPUTER DESIGN: O.V. Ryzhkova

ASSISTANT EDITOR: N.A. Tikhomirova

Issuer address: Cherepovets State University, Prospekt Lunacharskogo 5, Cherepovets, Vologda Oblast', 162600 Russia
Editorial department address: Cherepovets State University, Sovetskiy Prospekt 8, Cherepovets, Vologda Oblast', 162602 Russia
Printing office address: Ulitsa Svobody 91, Yaroslavl', Yaroslavl' Oblast', 150049 Russia

ISSN 2619-094X Print
ISSN 2619-0931 Online

© Cherepovets State University, 2020

Трансформация экосистем
Ecosystem Transformation
www.ecosysttrans.com

The effect of heavy metal salt anions on their toxicity to higher aquatic plants

Elena G. Krylova

Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences, Borok 109, Nekouz District, Yaroslavl Region, 152742 Russia

**panovaeg@mail.ru*

Received: 18.04.2019
Accepted: 29.07.2019
Published online: 05.02.2020

DOI: 10.23859/estr-190418
UDC 504.45.054-34

ISSN 2619-094X Print
ISSN 2619-0931 Online

Translated by D.M. Martynova

The toxic effects of nickel and copper salts with different anions were compared at the initial stages of the ontogenesis of *Bidens cernua*. No toxicity limits of the studied salts for the seed germination have been found, which suggested a high resistance of this species to the effect of HM in comparison with other representatives of aquatic plants. It has been shown that acetates of both metals are more toxic than chlorides for seed germination at high concentrations (500–1000 mg·L^{-1}), as evidenced by a significant decrease in laboratory germination. For the seedling growth, nickel acetate was more toxic than its chloride, as evidenced by a significantly shorter main root and hypocotyl comparing to control. Meantime, copper chloride turned out to be more toxic than copper acetate, which was observed for the development of seedlings. The study indicated the need to take into account anions when comparing the effects of HM salts on plants during the experiments.

Keywords: nickel, copper, chloride, acetate, seed germination, seedling development, *Bidens cernua.*

Krylova, E.G., 2020. The effect of heavy metal salt anions on their toxicity to higher aquatic plants. *Ecosystem Transformation* **3** (1), 3–10.

Introduction

The issue of controlling the content of heavy metals (HM) in various parts of aquatic ecosystems is becoming of great importance in regard to the increase of anthropogenic environmental impact. Heavy metals enter water bodies with hydrochemical runoff, they are distributed rather quickly over their water masses, accumulating both in water and bottom sediments in various concentrations, sometimes hundreds of times higher than the MPC, and have a toxic effect. Plant organisms as the primary link of the trophic chain are the first to experience the HM effects. The resistance of plants to their effects depends on the species, ecotype, growth stage, metal concentration, exposure period, and it is manifested at various levels of organization of plant organisms (Chukina and Borisova, 2010; Kositsyna et al., 2010; Maleva et al., 2012; Yruela, 2009; Yusuf et al., 2011).

A wide range of concentrations of various HM is studied under experimental and natural conditions in order to determine the adaptive capabilities of aquatic plants. Essential HMs (e.g., copper and nickel) are of particular interest; in high concentrations, they are toxic to the physiological processes of plants (Seregin and Kozhevnikova, 2006; Yruela, 2013). Earlier, the effect of nickel and copper has been considered for several species of aquatic plants (Krylova, 2012, 2013).

Large doses of nickel inhibit growth, productivity, and photosynthesis; promote chlorosis and necrosis of leaves, lead to the browning and inhibition of growth of the root system (Seregin et al., 2003; Titov et al., 2011). Excess copper alters photosynthesis and respiration processes; the changes are especially pronounced in young tissues and organs (Kositsyna et al., 2010).

Some authors believe that the cation plays the main role in the toxic effect of HM salts. An acid radical

influences on this effect slightly due to the changes in the solubility or degree of dissociation of particular salt (Dmitrieva et al., 2002). However, there is an evidence indicating that the degree of oxidation of the main element of the anion may affect the toxicity of salts. For example, the toxicity of anions containing chlorine and bromine increases with an increase in their oxidation state, and the anions containing nitrogen and sulfur decrease with an increase in valency (Levina, 1972). Therefore, the study aims to determine the effect of anions of different salts of nickel and copper on the seed germination and morphophysiological indicators of seedlings of nodding beggarticks (*Bidens cernua* Linnaeus, 1753), native hygrophyte, common in wet meadows, in swamp-meadow and coastal-water communities (Brändel, 2004; Lisitsyna and et al., 2009).

Materials and methods

Seed germination was carried out according to the generally accepted methodology (Mezhdunarodnye pravila..., 1969). After 4–5 months of cold wet stratification, 30 seeds were germinated in a luminostat in Petri dishes (90-mm diameter) on filter paper moistened with 15 mL of $NiCl_2$, $Ni(CH_3COO)_2$, $Cu(CH_3COO)_2$, $CuCl_2$ aqua solutions in concentrations of 1, 10, 25, 50, 100, 250, 500, 750, and 1000 mg·L^{-1} at a temperature of 20–25 °C. The salt concentrations were recommended by the colleagues from V.L. Komarov Botanical Institute of Russian Academy of Sciences and calculated for each salt per metal ion. High concentrations were used to identify the toxicity limit of nickel and copper for seed germination (i.e., the concentration above which seeds did not germinate). The experiments with acetates and chlorides were carried out at different periods, hence the differences in control parameters, but not in the nature of the manifestation of the effect of different HMs. The experiment lasted for 15 days in triplicates. Distilled water served as control. At the end of the experiment, the germination percentage was calculated as a laboratory germination (Shipley and Parent, 1991). After 15 days, 10 seedlings were randomly selected from each experimental dish to assess the main morphological parameters: the length of the roots (main and secondary), of hypocotyl, of cotyledons, and that of leaves. Microsoft Office Excel 2003 was used for statistical data processing and plotting. The data were presented as means and their standard deviations ($x \pm SD$). Normality of distribution was assessed using Statistica 8.0 software. The significance of differences was evaluated by Student's *t*-test at a significance level of $p \leq 0.05$.

Results and discussion

The effect of nickel and copper chlorides and acetates on the seed germination

The seeds in the experiment sprouted together, and their germination in the control and at low concentrations of HM was high, which indicates their normal ripening and ability to germinate (Krylova et al., 2014, 2015).

No significant differences in laboratory germination have been found under the effect of nickel chloride and in control (Fig. 1). No significant stimulation or inhibition of the germination process was observed regardless of the HM concentration. The fluctuant pattern (sequential increase and decrease in the indicator) of changes in laboratory germination should be noted with increasing concentration. This pattern reflected the internal developmental rhythm of this plant species and indicated that the germination process was governed by the interaction of the mechanisms of seed dormancy termination with potential environmental capabilities that met the conditions for germination (Ivanova, 2006). Under the influence of nickel acetate at 25 mg·L^{-1} and higher concentrations, a significant decrease by 1.1–3.7 times in laboratory germination was noted comparing to control. This pattern evidenced on a gradual inhibition of the germination process with increasing concentration of the applied salt. Despite the changes observed in laboratory germination, no toxicity limit for nickel for germination of *B. cernua* seeds has been found. The acceleration of germination at 50 mg·L^{-1} (chloride) and at 25 and 50 mg·L^{-1} (acetate) was probably associated with activation of the mechanisms of protection and detoxification of HM (Rozentsvet et al., 2003). In general, nickel acetate is significantly more toxic than nickel chloride at high concentrations of HM (250–1000 mg·L^{-1}).

Copper chloride and copper acetate were more toxic for the seed germination than the nickel salts (Fig. 2).

Similar (fluctuant) pattern of laboratory germination has been observed for copper chloride. Its threshold concentration for seed germination was 25 mg·L^{-1}. At higher concentrations, a significant decrease in percentage germination was noted. Significant differences were noted at 50 mg·L^{-1} and higher (1.2–1.7 times) comparing to control. Under the influence of copper acetate, a significant decrease in laboratory germination by 1.1–6.1 times was observed at higher concentrations (100 mg·L^{-1}). At 1–10 mg·L^{-1}, the number of germinated seeds exceeded that in control.

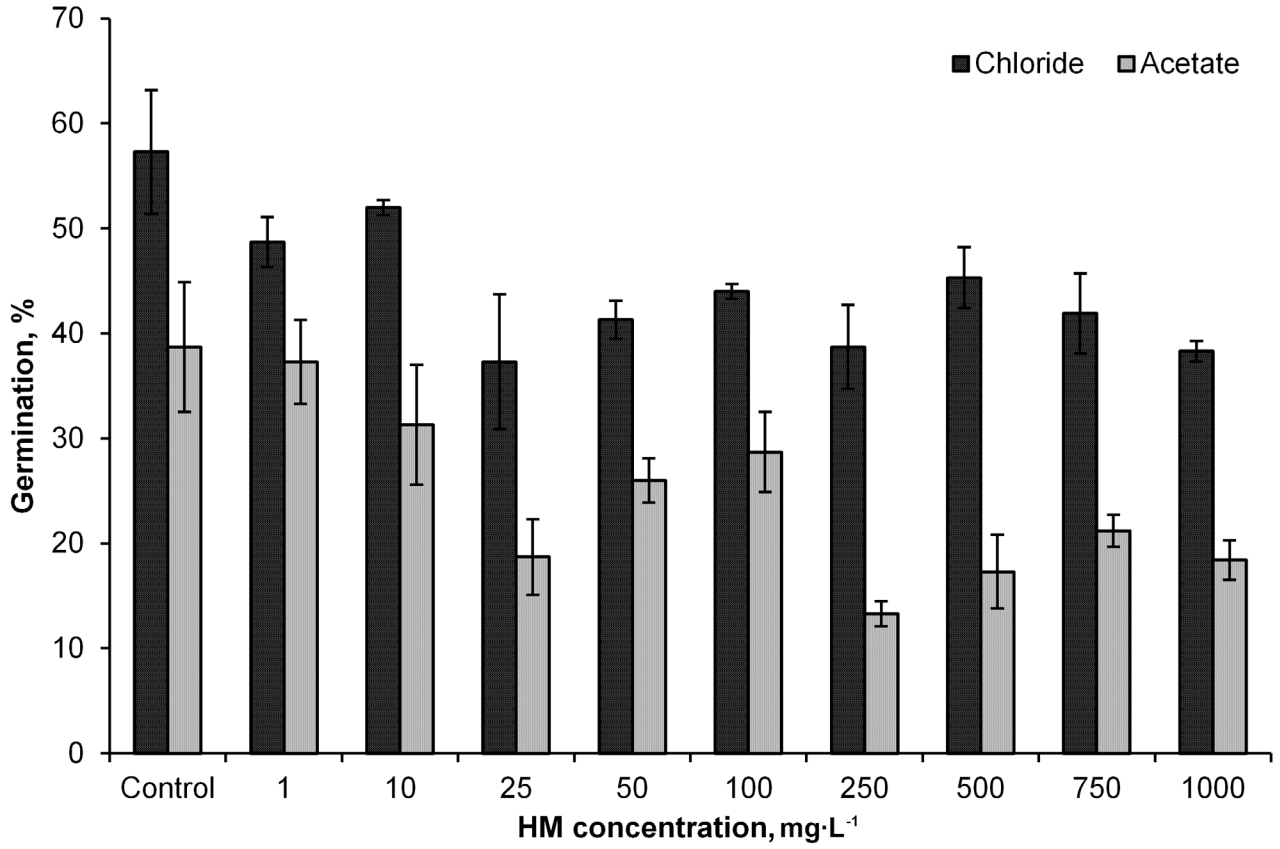

Fig. 1. The effect of nickel salts on the seed germination of *Bidens cernua* under the laboratory conditions.

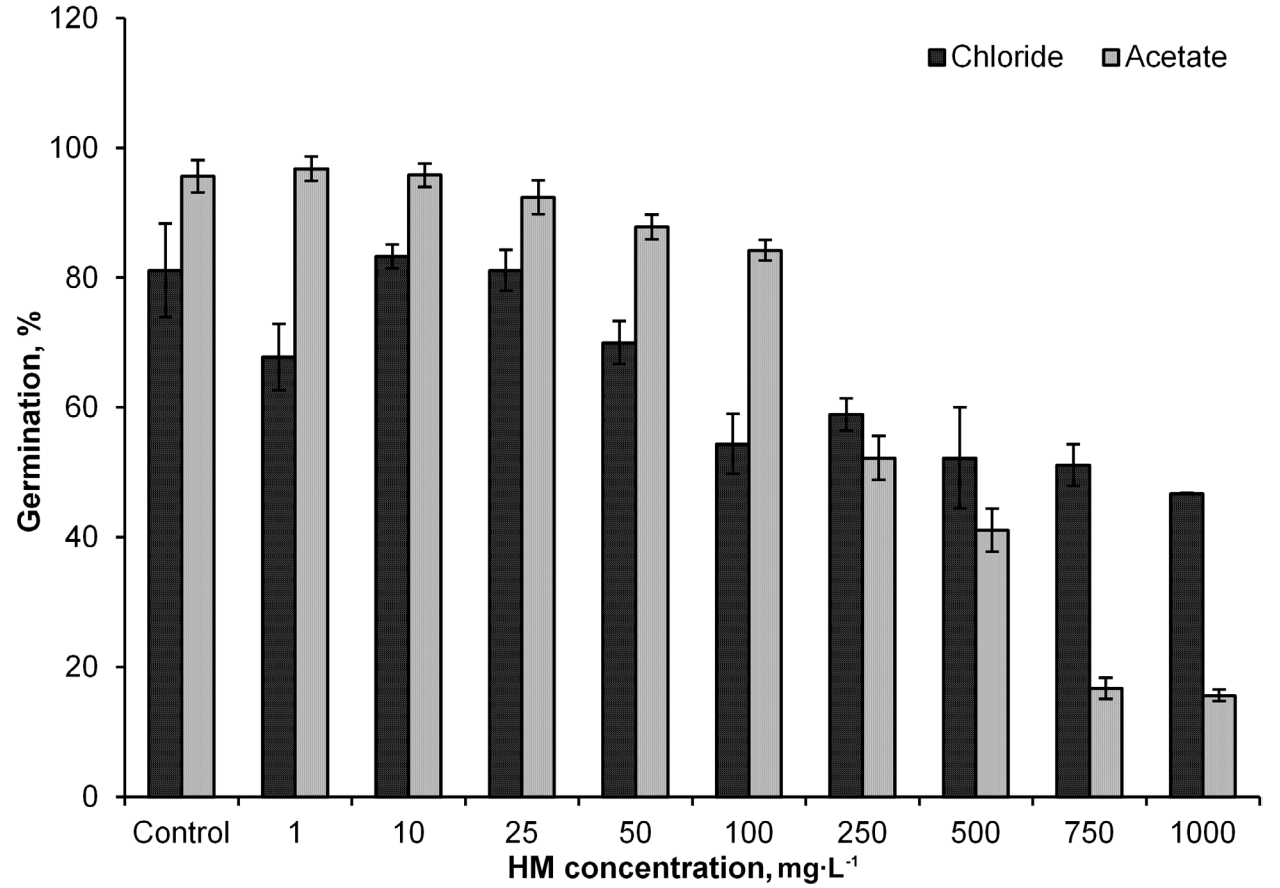

Fig. 2. The effect of copper salts on the seed germination of *Bidens cernua* under the laboratory conditions.

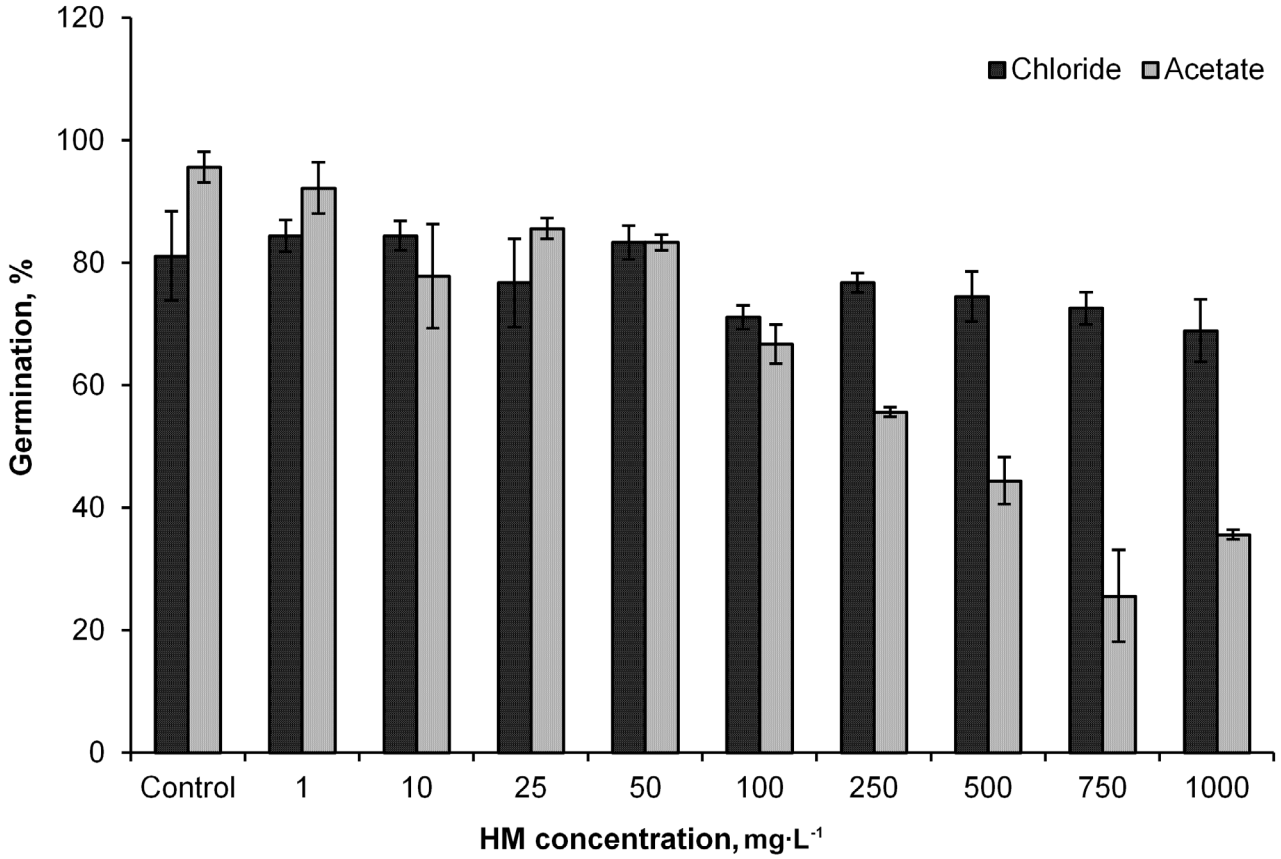

Fig. 3. The effect of nickel salts on the seed germination of *Alisma plantago-aquatica* under the laboratory conditions (Krylova, 2013).

Our data confirmed the literature reports on stimulation of seed germination with low concentrations of HM, which was possibly associated with the activation of cell division and with an increase in cell size (Seregin et al., 2003; Titov et al., 2011). Despite the changes observed in some indicators, no toxicity limit was found for germination of *B. cernua* seeds under the copper effect. Copper acetate was more toxic than copper chloride for seed germination of the studied species at high concentrations (250–1000 mg·L^{-1}), as evidenced by a significant decrease in laboratory germination.

When comparing the effects of nickel and copper acetates with those of chlorides of these HMs, one may easily conclude that acetates are more toxic than chlorides. It should also be noted that in both cases, copper salts are more toxic than nickel salts (at 250–1000 mg·L^{-1}), possibly due to the ability of copper to displace functional metals in enzymes, to interact with biological membranes, and to restore molecular oxygen to its active forms. Copper has an average degree of absorption and may cause a violation of the membrane barriers of the cell, which results in a greater toxic effect compared to nickel (Demidchik et al., 2001). A similar pattern is also characteristic of other species of aquatic plants, for example, *Alisma plantago-aquatica* L., 1753 (Krylova, 2013) (Fig. 3).

In general, seed germination is resistant to the effect of the studied HM. Similar pattern was also noted by other authors and, apparently, was associated with a low permeability for HM of the seed peel of most species; therefore, the period from the beginning of the seed swelling to laceration of the seed peel by the root tip was least susceptible to their toxic effects (Kholodova et al., 2005; Lyanguzova, 1999; Seregin et al., 2006).

The effect of nickel and copper chlorides and acetates on the growth and development of seedlings

Under the effect of nickel salts, the growth and development of seedlings were observed only at 1–25 mg·L^{-1} (Table 1). Both metals had the greatest toxic effect on the main root; significant differences from the control values were noted at all concentrations. The root is the first to experience HM, so it is a barrier to their entry into the aerial part of the plant (Nesterova, 1989). The secondary roots were absent at 1 mg·L^{-1} (nickel chloride) and at 25 mg·L^{-1} (nickel acetate). The development of hypocotyl was significantly more inhibited by nickel acetate. The growth of the aerial part of the seedlings was more resistant to nickel than the underground

Table 1. The effect of different nickel salts on the morphophysiological parameters of *Bidens cernua* seedlings. Values that are significantly different from the control are highlighted in bold.

Heavy metal concentration, mg·L^{-1}	$NiCl_2$					$Ni(CH_3COO)_2$				
	Plant organ length, mm									
	Main root	Secondary roots	Hypocotyl	Cotyledon	True leaf	Main root	Secondary roots	Hypocotyl	Cotyledon	True leaf
Control	26.6 ± 4.8	2.1 ± 1.0	29.8 ± 3.5	4.2 ± 0.9	0.9 ± 0.5	47.8 ± 13.2	8.0 ± 6.7	20.1 ± 4.2	4.7 ± 0.6	1.2 ± 0.5
1	**2.1 ± 0.6**	0	**17.2 ± 4.4**	4.3 ± 1.0	0	**21.0 ± 7.2**	3.6 ± 2.8	20.2 ± 2.4	4.4 ± 0.5	1.1 ± 0.2
10	**3.6 ± 1.1**	**1.0 ± 0.9**	27.4 ± 4.3	**4.7 ± 1.0**	1.5 ± 0.4	**2.2 ± 0.7**	**0.3 ± 0.1**	15.3 ± 2.4	4.6 ± 0.4	0.9 ± 0.1
25	**3.7 ± 1.1**	**1.0 ± 0.8**	26.0 ± 3.9	**5.0 ± 0.6**	1.6 ± 0.7	**1.0 ± 0.2**	0	**4.2 ± 1.2**	4.3 ± 0.4	0

Table 2. The effect of different copper salts on the morphophysiological parameters of *Bidens cernua* seedlings. Values that are significantly different from the control are highlighted in bold. "–"– no data.

Heavy metal concentration, mg·L^{-1}	$CuCl_2$					$Cu(CH_3COO)_2$				
	Plant organ length, mm									
	Main root	Secondary roots	Hypocotyl	Cotyledon	True leaf	Main root	Secondary roots	Hypocotyl	Cotyledon	True leaf
Control	26.6 ± 4.8	2.1 ± 1.0	29.8 ± 3.5	4.2 ± 0.9	0.9 ± 0.5	47.8 ± 13.2	8.0 ± 6.7	20.1 ± 4.2	4.7 ± 0.6	1.2 ± 0.5
1	**8.4 ± 6.6**	2.8 ± 1.6	29.9 ± 4.1	**5.0 ± 0.9**	**1.9 ± 0.7**	40.5 ± 11.8	8.1 ± 5.6	19.7 ± 2,8	4.5 ± 0.4	1.1 ± 0.2
10	**1.2 ± 0.4**	**0.6 ± 0.7**	**16.4 ± 3.4**	4.4 ± 0.6	1.5 ± 0.5	**0.7 ± 0.2**	**1.5 ± 1.2**	**12.9 ± 2.9**	4.3 ± 0.4	1.3 ± 0.5
25	**1.1 ± 0.3**	**0.05 ± 0.4**	**17.2 ± 3.1**	4.3 ± 0.7	1.6 ± 0.6	**0.4 ± 0.1**	**0.7 ± 0.6**	**10.4 ± 1.9**	4.1 ± 0.3	1.0 ± 0.3
50	–	–	–	–	–	**0.4 ± 0.1**	**0.3 ± 0.1**	**3.8 ± 1.4**	**3.5 ± 0.5**	0.8 ± 0.2
100	–	–	–	–	–	**0.3 ± 0.1**	0	**1.7 ± 0.6**	**3.0 ± 0.4**	0

part. No significant decrease in the size of cotyledons was noted; under the effect of nickel chloride, their morphometric indices increased. The length of the first true leaf did not change significantly, but under the effect of nickel chloride (1 $mg \cdot L^{-1}$) and nickel acetate (25 $mg \cdot L^{-1}$), it did not develop. In general, the greater toxic effect of nickel acetate is clearly evident than that of nickel chloride.

Under the effect of copper salts, there was a difference in the toxic effect between chlorides and acetates of this metal, expressed more than that of nickel (Table 2). Under the effect of copper chloride, seedlings also developed at 1–25 $mg \cdot L^{-1}$, and under the effect of acetate, at 1–100 $mg \cdot L^{-1}$. Both salts had the same effect on the length of the main root; the length of the secondary roots significantly decreased at high concentrations of both salts. At the same time, the number of secondary roots increased, which indicates the stimulation of the protective reaction of plants by increasing the total area of the secondary roots and, therefore, reducing the influence of HM. Copper caused a significant decrease in the length of the hypocotyl, which, together with its noticeable curvature, led to a change in orientation in the space of the main root of the seedling. The linear sizes of cotyledons significantly decreased at 50 and 100 $mg \cdot L^{-1}$ under the effect of copper acetate. However, in general, copper chloride was more toxic than acetate. By the end of the experiment, under the effect of copper, in contrast to nickel, leaf death was noted. Due to the lower mobility of copper, some authors noted its retention in the lower leaves, which later led to their death (Ivanova et al., 2010).

Despite the fact that the growth of the aerial part of the plant turned out to be more resistant to the effect of HM in comparison with the growth of the main root, the HM content in the aerial part noticeably increases with an increase in their concentrations, since root protective barriers cannot cope with a large flow of toxic ions (Titov et al., 2003). This may lead to the loss of seedlings.

At the moment, it is nearly impossible to say which salt, acetate or chloride, of which heavy metal, nickel or copper, is the most toxic for the growth and development of seedlings. Nickel acetate is more toxic than its chloride, but the toxic effect manifested itself in different ways. Nickel chloride significantly inhibited the growth and development of seedlings at a concentration of 1 $mg \cdot L^{-1}$, but an increase in the concentration up to 25 $mg \cdot L^{-1}$ caused an increase in the studied parameters. When studying nickel acetate, inhibition progressed gradually and manifested itself to a greater extent by the end of the experiment. Copper chloride is more toxic than copper acetate; under its effect, the development of seedlings was observed only at concentrations of 1–25 $mg \cdot L^{-1}$. The effect of both salts occurred gradually in regard to their concentrations.

Conclusions

A study of the influence of different salts of nickel and copper (1–1000 $mg \cdot L^{-1}$) on the seed germination and the initial stages of development of *B. cernua* seedlings made it possible to draw the following conclusions:

1. No toxicity limits of the studied HM salts for seed germination have been found, which suggests a high stability of this species compared to other representatives of aquatic plants.

2. Acetates of both metals are more toxic than chlorides for seed germination at high concentrations (500–1000 $mg \cdot L^{-1}$), as evidenced by a significant decrease in the seed germination under laboratory conditions.

3. Nickel acetate is more toxic than nickel chloride for the growth of seedlings (at 10–25 $mg \cdot L^{-1}$), as evidenced by a significant change in the length of the main root and hypocotyl.

4. Copper chloride is more toxic than copper acetate for the growth and development of seedlings (at 10–100 $mg \cdot L^{-1}$).

It is believed that the studied salt group is a derivative of biologically active cations and relatively inactive acid residues (Cl^-, NO_3^-, CO_3^{2-}, SO_4^{2-}, PO_4^{3-}, etc.), and the intrinsic toxicity of anions may be neglected (Korshun and Krasnokutskaya, 2011). However, our experiments confirm the conclusion made by other authors that both ions are important for the toxic effect of salts (Levina, 1972). This indicates the need to consider anions when comparing the effects of HM salts on plants.

Acknowledgments

The study was performed in accordance to the State Task “Vegetation of Water Bodies and Watercourses in Russia: Structure and Dynamics” (No. AAAA-A18-118012690099-2). The author is grateful to Dr. I.V. Lyanguzova, Senior Researcher, V.L. Komarov Botanical Institute of Russian Academy of Sciences, for the recommendations of the setting of the experiment, and to A.G. Lapirov and K.A. Berdnik for cooperation in the preparation of the material.

References

Brändel, M., 2004. The role of temperature in the regulation of dormancy and germination of two related summer-annual mudflat species. *Aquatic Botany* **79**, 15–32.

Chukina, N.V., Borisova, G.G., 2010. Strukturno-funkcional’nye pokazateli vysshikh vodnykh rasteniy iz mestoobitaniy s raznym urovnem antropogennogo vozdeystviya [Structural and functional indicators of higher aquatic plants from habitats with different levels of anthropogenic impact]. *Biologiya vnutrennikh vod [Inland Water Biology]* **1**, 49–56. (In Russian).

Demidchik, V.V., Sokolik, A.I., Yurin, V.M., 2001. Toksichnost' izbytka medi i tolerantnost' k nemu rasteniy [Toxicity of excess copper and plant tolerance]. *Uspekhi sovremennoy biologii [Achievements of Modern Biology]* **121** (5), 511–525. (In Russian).

Dmitrieva, A.G., Kozhanova, O.N., Dronina, N.L., 2002. Fiziologiya rastitel'nykh organizmov i rol' metallov [Physiology of plant organisms and the role of metals]. Moscow State University, Moscow, Russia, 160 p. (In Russian).

Ivanova, T.V., 2006. Izuchenie adaptivnykh mekhanizmov samopodderzhaniya v populyatsiyakh odnoletnikov [Study of adaptive self-maintenance mechanisms in populations of annual plants]. In: Voskresenskaya, O.L. (ed.), *Polivariantnost' razvitiya organizmov, populyatsiy, soobshhestv [Developmental polyvariety of organisms, populations, communities].* Mari State University, Yoshkar-Ola, Russia, 112–117. (In Russian).

Ivanova, E.M., Kholodova, V.P., Kuznetsov, V.V., 2010. Biologicheskie ehffekty vysokikh kontsentratsiy soley medi i tsinka i kharakter ikh vzaimodeystviya v rasteniyakh rapsa [Biological effects of high concentrations of copper and zinc salts and the nature of their interaction in the rapeseed plants]. *Fiziologiya rasteniy [Russian Journal of Plant Physiology]* **57** (6), 864–873. (In Russian).

Mezhdunarodnye pravila opredeleniya kachestva semyan [International Guidelines for Determining Seed Quality], 1969. Leurda, I.G. (ed.). Nauka, Moscow, USSR, 182 p. (In Russian).

Kholodova, V.P., Volkova, K.S., Kuznecov, V.V., 2005. Adaptaciya k vysokim koncentraciyam soley medi i cinka rasteniy khrustal'noj travki i vozmozhnost' ikh ispol'zovaniya v tselyakh fitoremediacii [Adaptation to high concentrations of copper and zinc salts by common ice plant and the possibility of its use for phytoremediation]. *Fiziologiya rasteniy [Russian Journal of Plant Physiology]* **52** (6), 848–858. (In Russian).

Korshun, M.M., Krasnokutskaya, L.M., 2011. Soli kak ob'ekt gigienicheskogo normirovaniya v vozdukhe rabochey zony [Salts as an object of hygienic rationing in the air of the working area]. *Ukrain'skij zhurnal z problem medicini praci [Ukrainian Journal of Occupational Health]* **1** (25), 35–41. (In Russian).

Kositsyna, A.A., Makurina, O.M., Nesterov, V.N., Rozentsvet, O.A., 2010. Vliyanie ionov medi i kadmiya na pigmentny kompleks rasteniy semeystva Hydrocharitaceae [The influence of copper and cadmium ions on the pigment complex of plants of the Hydrocharitaceae family]. *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra RAN [Izvestia of Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences]* **12** (1), 156–161. (In Russian).

Krylova, E.G., 2012. Vliyanie sul'fatov nikelya i medi na nachal'nye etapy ontogeneza predstaviteley roda *Scirpus* (Cyperaceae) [Influence of nickel and copper sulphates on the initial stages of ontogenesis of representatives of the genus *Scirpus* (Cyperaceae)]. *Toksikologicheskiy vestnik [Toxicological Review]* **6**, 39–42. (In Russian).

Krylova, E.G., 2013. Prorastanie semyan i razvitie prorostkov chastukhi podorozhnikovoy (*Alisma plantago-aquatica* L.) v rastvorakh soley tyazhelyh metallov [Seed germination and development of seedlings of European water-plantain (*Alisma plantago-aquatica* L.) in solutions of heavy metal salts]. *Voda: khimiya i ekologiya [Water: Chemistry and Ecology]* **10**, 107–111. (In Russian).

Krylova, E.G., Berdnik, K.A., Lapirov, A.G., 2014. Vliyanie khloridov nikelya i medi na nachal'nye etapy ontogeneza *Bidens cernua* (Asteraceae) [The influence of nickel and copper chlorides on the initial stages of ontogenesis of *Bidens cernua* (Asteraceae)]. *Rastitel'nye resursy [Rastitelnye Resursy]* **50** (2), 227–235. (In Russian).

Krylova, E.G., Lapirov, A.G., Berdnik, K.A., 2015. Ustojchivost' nachal'nykh ehtapov ontogeneza *Bidens cernua* (Asteraceae) k dejstviyu atsetatov nikelya i medi [The resistance of the initial stages of ontogenesis of *Bidens cernua* (Asteraceae) to the action of nickel and copper acetates]. *Vestnik severnogo (arkticheskogo) federal'nogo universiteta [Vestnik of Northern (Arctic) Federal University]* **4**, 66–74. (In Russian).

Lisitsyna, L.I., Papchenkov, V.G., Artemenko, V.I., 2009. Flora vodoemov volzhskogo bassejna. Opredelitel' sosudistykh rasteniy [Flora of the waters of the Volga River basin. The taxonomic key of vascular plants]. KMK, Moscow, Russia, 219 p. (In Russian).

Levina, E.M., 1972. Obshhaya toksikologiya metallov [General toxicology of metals]. Meditsina, Leningrad, USSR, 184 p. (In Russian).

Lyanguzova, I.V., 1999. Vliyanie nikelya i medi na prorastanie semyan i formirovanie prorostkov cherniki [Influence of nickel and copper on seed germination and formation of blueberry seedlings]. *Fiziologiya rasteniy [Russian Journal of Plant Physiology]* **46** (3), 500–502. (In Russian).

Maleva, M.G., Nekrasova, G.F., Borisova, G.G., Chukina, N.V., Ushakova, O.S., 2012. Vliyanie tyazhelykh metallov na fotosinteticheskiy apparat i antioksidantny status elodei [Effect of heavy metals on the photosynthetic apparatus and the antioxidant status of waterweeds]. *Fiziologiya rasteniy [Russian Journal of Plant Physiology]* **59** (2), 216–224. (In Russian).

Nesterova, A.N., 1989. Deystvie tyazhelykh metallov na korni rasteniy [Effects of heavy metals on plant roots]. *Biologicheskie nauki [Nauchnye Doklady Vysshei Shkoly. Biologicheskie Nauki]* **9** (309), 72–76. (In Russian).

Rozentsvet, O.A., Murzaeva, S.V., Gushchina, I.A., 2003. Akkumulyaciya medi i ee vliyanie na metabolizm belkov, lipidov i fotosinteticheskih pigmentov v list'yakh *Potamogeton perfoliatus* L. [Copper accumulation and its influence on the metabolism of proteins, lipids and photosynthetic pigments in the leaves of *Potamogeton perfoliatus* L.] *Izvestiya Samarskogo nauchnogo centra RAN [Izvestia of Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences*] **5** (2), 305–311. (In Russian).

Seregin, I.V., Kozhevnikova, A.D., 2006. Fiziologicheskaya rol' nikelya i ego toksicheskoe deystvie na vysshie rasteniya [The physiological role of nickel and its toxic effect on higher plants]. *Fiziologiya rasteniy [Russian Journal of Plant Physiology]* **53** (2), 285–308. (In Russian).

Seregin, I.V., Kozhevnikova, A.D., Kazyumina, E.M., Ivanov V.B., 2003. Toksicheskoe deystvie i raspredelenie nikelya v kornyakh kukuruzy [Toxic effect and distribution of nickel in maize roots]. *Fiziologiya rasteniy [Russian Journal of Plant Physiology]* **50** (5), 793–800. (In Russian).

Shipley, B., Parent, M., 1991. Germination responses of 64 wetland species in relation to seed size, minimum time to reproduction and seedling relative growth rate. *Functional Ecology* **5** (1), 111–118.

Titov, A.F., Talanova, V.V., Lajdinen, G.F., Kaznina, N.M., 2003. Vliyanie tyazhelykh metallov na rasteniya: ehkologo-fiziologicheskie aspekty [The influence of heavy metals on plants: ecological and physiological aspects]. *Materialy Mezhdunarodnoi konferentsii "Nazemnye i vodnye ehkosistemy Severnoj Evropy: Upravlenie i ohrana" [Materials of International Conference "Terrestrial and Aquatic Ecosystems of Northern Europe: Management and Protection"].* Petrozavodsk, Russia, 152–157. (In Russian).

Titov, A.F., Talanova, V.V., Kaznina, N.M., 2011. Fiziologicheskie osnovy ustojchivosti rasteniy k tyazhelym metallam. Uchebnoe posobie [Physiological basis of plant resistance to heavy metals. Tutorial]. Karelsky Scientific Center of Russian Academy of Sciences, Petrozavodsk, Russia, 77 p. (In Russian).

Yruela, I., 2009. Copper in Plants: Acquisition, Transport and Interactions. *Functional Plant Biology* **36** (5), 409–430.

Yruela, I., 2013. Transition metals in plant photosynthesis. *Metallomics* **5** (9), 1090–1109.

Yusuf, M., Fariduddin, Q., Hayat, S., Ahmad, A., 2011. Nickel: an overview of uptake, essentiality and toxicity in plants. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **86** (1), 1–17.

Трансформация экосистем
Ecosystem Transformation
www.ecosysttrans.com

Current state of zooplankton of Lake Munozero (Republic of Karelia, Russia)

Mariya T. Syarki*, Yuliya Yu. Fomina

Northern Water Problems Institute of Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences, ul. Aleksandra Nevskogo 50, Petrozavodsk, Republic of Karelia, 185030 Russia

**msyarki@yandex.ru*

Received: 19.04.2019
Accepted: 11.06.2019
Published online: 17.01.2020

DOI: 10.23859/estr-190419
UDC 574.583:556.55(470.22)

ISSN 2619-094X Print
ISSN 2619-0931 Online

Translated by D.M. Martynova

The modern state and functioning of the zooplankton community of Lake Munozero has been assessed. The species composition and dominant zooplankton complex of Lake Munozero has not changed since the 1950s. The Shannon–Weaver index in terms of biomass corresponds to the oligo- and mesotrophic type of lakes in the northwestern and southern areas of the lake, respectively. Saprobity indicators refer to the β-mesosaprobic zone (moderately polluted water). Seasonal changes in the zooplankton community correspond to the dynamics common for the lakes of Karelia. Zooplankton community of the southern area of Lake Munozero is under anthropogenic load, this is expressed in noticeable differences in the species composition, Shannon–Weaver index, saprobity index, and in quantitative and functional characteristics.

Keywords: community structure, species diversity, ecosystem status, water quality, water bodies of Karelia.

Syarki, M.T., Fomina, Yu.Yu., 2020. Current state of zooplankton of Lake Munozero (Republic of Karelia, Russia). *Ecosystem Transformation* **3** (1), 11–18.

Introduction

Lake Munozero is located in the southern Karelia, Russia. The reservoir stands out among other lakes of the region. The lake water is weakly colored (8 mg Pt·L^{-1} scale, 8 points), it contains a small amount of humic organic substances and are relatively highly mineralized (97.8 mg·L^{-1}) in comparison with other water bodies of the Republic of Karelia. The mineralization of most Karelian lakes lies in the range of 15–40 mg·L^{-1}, on average, 25 mg·L^{-1} (Filatov and Kukharev, 2013). The lake is stretched along north-southwards axis and has a complex two-bladed shape. The lake reaches have different depths and vary in level of anthropogenic load. The Spasskaya Guba village locates on the southern shore of the lake; in addition, the southern region of the lake is affected by the sewage of the Dvortsy and Marcialnye Vody health resorts. The northern shore of the lake belongs to the protected area of the Kivach State Nature Reserve. According to A.V. Sabylina and O.I. Ikko (Sabylina and Ikko, 2019), the north-western reach of Lake Munozero has low BOD_5 values (0.58–0.75 mg·L^{-1}); in the southern part of the reservoir, these values are higher twofold (0.69–2.12 mg·L^{-1}). The content of suspended solids in the lake waters is low and varies from 0.6 to 2.0 mg·L^{-1}. The concentration of total phosphorus also varies significantly between regions. In the north-western part of the lake, it averages 8 μg·L^{-1}, in the southern part, 12 μg·L^{-1}. The concentration of total nitrogen in the north-western reach is 0.01–0.17 mg·L^{-1}, in the southern, 0.01–0.24 mg·L^{-1}. In general, the north-western region of Lake Munozero corresponds to the oligotrophic type; in the southern region, the development of eutrophication processes is noted. Since the 1990s, the large-scale overgrowth of the littoral of the southern reaches of the lake is observed; therefore, in this part of the lake, the enrichment with organic matter and nutrients occurs not only due to the discharge of domestic wastewater,

but also due to the process of decomposition of higher aquatic vegetation.

In recent decades, in Karelia, an increase in average annual air temperature, as well as in the annual amount of atmospheric precipitation have been observed (Nazarova, 2014), accompanied by a predominance of mild winters, weak freezing of the soil, and by an increase in runoff from wetlands in winter time (Kalinkina et al., 2019). Such environmental changes affect the functioning of aquatic communities. Thus, an increase in water color leads to a decrease in the productivity of lake phytoplankton (Jones, 1992), shrinkage of the body size of crustacean plankton (Soranno et al., 1993), and a decrease in the fish growth rate (Rask et al., 2000). A change in the temperature regime leads to a redistribution of certain groups and species of zooplankton (Izmest'eva et al., 2016; Lazareva and Sokolova, 2013), as well as to the shifts in their life cycles (Adrian et al., 2006). Therefore, the study of functioning of the zooplankton community has to be performed throughout the growing season, taking into account the seasonality of the processes.

The study aims to assess the current state and functioning of the zooplankton community of Lake Munozero.

Materials and methods

Lake Munozero belongs to the basin of the Shuya River and the watershed area of the Baltic Sea. The total area of the lake is 13.2 km^2, the maximum depth is 55.0 m, the average depth is 14.4 m, the water volume is 0.19 km^3 (Filatov and Kukharev, 2013).

The studies were conducted in May, July, and September 2018 at the stations located in the north-western (depth 39.5 m) and southern (depth 19.0 m) reaches of the lake. The samples were taken and processed using standard methods (Vinberg and Lavrentyeva, 1984). The zooplankton sampling has been performed by Juday net (opening diameter of 18 cm, mesh size of 100 μm) in the water layers of 0–5 m, 5–10 m, and 10 m–bottom. The counting of organisms was carried out taking into account the size-sex-age groups. Taxonomic identification of species was performed according to the "Key to Zooplankton and Zoobenthos of the Fresh Waters of the European Part of Russia. Volume 1" (Alekseev and Tsalolikhin, 2010). The biomass was calculated according to the body size–body weight ratios for the studied groups of hydrobionts (Balushkina and Vinberg, 1979). The calculations were performed for each size-sex-age group of each species, then the obtained values were summarized by samples, and the weighted average has been calculated for particular station.

Production and functional characteristics were calculated by the physiological method using coefficients generally accepted for zooplankton (Vinberg and Lavrentyeva, 1984). The lower limit of dominance was set as 10% of the total abundance. The Shannon–Weaver diversity index was calculated for each station by season using the weighted average of the species biomass in the water column. The saprobity index was calculated taking into account the saprobic characteristics of species adjusted for the water bodies of Karelia (Kulikova, 1983).

Results and discussion

During the study period, 35 species and taxonomic groups with a rank below the genus (Copepoda – 8 species, Cladocera – 15 species, and Rotifera – 12 species) have been registered in the pelagic zone of Lake Munozero (Table 1).

The number of species varied seasonally from 18–19 in the spring up to 25–28 in the summer. The crustaceans *Thermocyclops oithonoides*, *Daphnia (D.) cristata*, *Bosmina (E.)* cf. *coregoni,* and rotifers of the genus *Asplanchna* formed the basis of the summer plankton community of the entire lake. In all seasons, a large relic crustacean *Limnocalanus macrurus* was registered. Due to more favorable thermal and trophic conditions, a greater number of species were recorded in the southern reach (35 versus 27); they were mainly presented by cladocerans *Limnosida frontosa, Sida crystallina, Daphnia (D.) galeata, Daphnia (D.) longispina,* and *Alonella nana*. In addition, copepod *Eurytemora lacustris* and rotifer *Lacinularia ismailoviensis* were noted in the southern areas of the lake. Therefore, the zooplankton of Lake Munozero was represented by the species, which were usual for the deep lakes of Karelia. The species composition and dominant zooplankton complex of Lake Munozero has not changed since the 1950s, when comparing our results with the data obtained in previous years (Gordeeva-Pertseva, 1957; Il'mast et al. 2015; Kulikova, 2004;). The number of identifiable species (30–40) depended on the methodological peculiarities and study area.

The Shannon–Weaver index in terms of biomass ranged as 2.52–2.88 from season to season in the northwestern reaches of the lake, in the southern reaches, from 2.18 to 2.81. According to I.N. Andronikova (1996), this range of index values corresponds to the oligo- and mesotrophic lake types.

The saprobity indices have been changing little: from 1.60 (spring) to 1.70 (summer – autumn) in the northwestern region of the lake, in the southern region, from 1.70 (spring and autumn) to 1.74 (summer). Saprobity indices correspond to the β-mesosaprobic zone, or moderately polluted water (Derevenskaya, 2015). In both lake areas, the share of mesotrophic indicator species ranged from 55% to 70% of the species list.

During the studied growing season, the abundance of zooplankton in the northwestern reach changed by 9 times, biomass, by 43 times; in the southern reach,

Table 1. The species composition of the zooplankton of the pelagic zone of Lake Munozero by months.

No.		Species	North-western reach			Southern reach		
			V	VII	IX	V	VII	IX
1	Copepoda	*Limnocalanus macrurus* Sars, 1863	+	+	+	+	+	+
2		*Eudiaptomus gracilis* (Sars, 1863)	+	+	+	+	+	+
3		*Heterocope appendiculata* Sars, 1863	–	+	+	–	+	–
4		*Eurytemora lacustris* (Poppe, 1887)	–	–	–	–	+	–
5		*Mesocyclops leuckarti* (Claus, 1857)	+	+	+	+	+	+
6		*Thermocyclops oithonoides* (Sars, 1863)	+	+	+	+	+	+
7		*Cyclops* sp.	+	+	–	+	–	–
8		*Acanthocyclops* sp.	+	+	+	+	+	+
9	Cladocera	*Diaphanosoma brachyurum* (Liévin, 1848)	–	+	+	–	+	+
10		*Limnosida frontosa* Sars, 1862	–	–	–	–	+	+
11		*Sida crystallina* (Müller, 1776)	–	–	–	–	–	+
12		*Holopedium gibberum* Zaddach, 1855	+	+	+	+	+	+
13		*Ceriodaphnia quadrangular* (Müller, 1785)	–	+	+	–	+	+
14		*Daphnia (Daphnia) cristata* Sars, 1862	–	+	+	–	+	+
15		*D. (Daphnia) galeata* Sars, 1864	–	–	–	–	–	+
16		*D. (Daphnia) longispina* (Müller, 1785)	–	–	–	–	+	–
17		*D. (Daphnia) longiremis* Sars, 1862	+	–	–	+	–	–
18		*Bosmina (Bosmina) longirostris* (Müller, 1785)	–	+	–	+	+	–
19		*Bosmina (Eubosmina)* cf. *coregoni* Baird, 1857	–	+	+	–	+	+
20		*Bosmina (Eubosmina)* cf. *longispina* Leydig, 1860	+	+	+	–	+	+
21		*Alonella nana* (Baird, 1850)	–	–	–	+	+	–
22		*Leptodora kindtii* (Focke, 1844)	–	+	–	–	+	+
23		*Polyphemus pediculus* (Linnaeus, 1761)	+	+	–	–	+	+
24	Rotifera	*Bipalpus hudsoni* (Imhof, 1891)	+	+	–	+	+	+
25		*Conochilus unicornis* Rousselet, 1892	+	+	+	+	+	+
26		*Filinia longiseta* (Ehrenberg, 1834)	–	+	–	+	+	–
27		*Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879)	+	+	+	+	+	+
28		*Keratella cochlearis* (Gosse,1851)	+	+	+	+	+	+
29		*Keratella quadrata* (Müller, 1786)	+	+	–	+	+	+
30		*Lacinularia ismailoviensis* (Poggenpol, 1872)	–	–	–	–	–	+
31		*Polyarthra dolychoptera* Idelson, 1925	+	–	+	+	–	–
32		*Polyarthra major* Burckhardt, 1900	–	+	–	–	+	–
33		*Synchaeta pectinata* Ehrenberg, 1832	+	+	+	+	+	+
34		*Asplanchna* sp.	+	+	+	+	+	+
35		*Philodina* sp.	–	–	+	–	–	+

their values varied by 14 and 63 times, respectively (Table 2). The lowest values of quantitative parameters were observed in May, when zooplankton had not yet begun its active development. The maximum values in the northern reach were recorded in the summer, in the southern reach, in the autumn.

Such a difference may be explained by the time shift of the summer maximum of zooplankton in the reaches. Probably, a later start of the decline of the parameters in the southern area in autumn has been caused by more favorable thermal conditions.

Summer quantitative indicators of the lake zooplankton were comparable to those obtained in 2005 (Il'mast et al., 2015). According to the scale suggested by S.P. Kitaev (Kitaev, 2007), the summer biomass of zooplankton of the northwestern reach of the lake reflected the oligotrophic status of the plankton community; in the area of the southern reach, the α-mesotrophic level in the summer and β-mesotrophic status in the autumn were observed, which indicated an increase in the food supply in this area. Probably, the high quantitative indicators registered in September 2018 were a consequence of the temperature regime of the certain year, but not the long-term characteristic of the lake.

Seasonal changes of the structure of zooplankton community of Lake Munozero are natural for the lakes of Karelia. Usually, the copepods form the basis of the zooplankton community in early spring and autumn (Table 3). When the water is warmed up in late spring, the role of rotifers increases; in the warm summer period, the number of cladocerans does do. The changes of the structure of zooplankton communities were not synchronous in the studied areas; during the survey period, they were at different phases of seasonal development. Regard must be paid to the

Table 2. Abundance and biomass of the zooplankton of Lake Munozero by seasons.

Season	North-western reach		Southern reach	
	Abundance			
	10^3 ind./m^3	10^3 ind./m^2	10^3 ind./m^3	10^3 ind./m^2
Spring	3.54	141.5	8.71	174.3
Summer	31.54	1198.7	60.35	1207.0
Autumn	10.37	415.0	119.04	1904.6
	Biomass			
	g/m^3	g/m^2	g/m^3	g/m^2
Spring	0.020	0.79	0.048	0.96
Summer	0.854	32.46	1.609	32.19
Autumn	0.180	7.18	3.004	48.06

Table 3. The ratio of the main groups of zooplankton (%) by season.

Season	North-western reach			Southern reach		
	Copepoda	Cladocera	Rotatoria	Copepoda	Cladocera	Rotatoria
	Abundance					
Spring	58.0	1.2	40.7	37.8	3.2	59.1
Summer	22.0	27.8	50.2	36.0	51.4	12.6
Autumn	64.4	18.2	17.4	51.2	32.1	16.7
	Biomass					
Spring	77.2	5.5	17.3	51.4	10.9	37.7
Summer	13.9	31.7	54.4	13.7	71.1	15.3
Autumn	51.4	36.3	12.3	28.2	47.5	24.3

dominating of cladocerans in the southern reach in the summer, which indicates a higher level of trophy than that observed in the northern reach.

The vertical distribution of zooplankton in the north-western and the southern areas was somewhat different. In spring, rotifers and copepods constituted the main part of the zooplankton community by abundance at all depths due to the dominance of *Kellicottia longispina* and *Conochilus unicornis* (Rotifera) and to the development of *Thermocyclops oithonoides* and nauplii of Cyclopida (Copepoda). More than a half (60–70%) of the zooplankton community of the north-western and southern reaches were concentrated in the upper 5-m water layer (Fig. 1). In the spring, favorable temperature and trophic conditions evolve in the surface layers for the plankton development.

In summer, cladocerans and copepods dominated in the 0–10-m water layer. The main role belonged to *Daphnia (D.) cristata, Bosmina (E.)* cf. *coregoni,* and *Thermocyclops oithonoides*. In the southern part, the dominants were also *Bosmina (E.)* cf. *longispina* and *Mesocyclops leuckarti*. At the end of July, with heating of the water masses, the main part of the zooplankton kept in the 5–10-m water layer in both the north-western and the southern areas. In the north-western reach, rotifers *Kellicottia longispina* and *Asplanchna* sp. played the leading role. In the southern reach, three groups of zooplankton had an approximately equal share due to *Bosmina (E.)* cf. *longispina, Daphnia (D.) cristata*, species of the genus *Asplanchna* and nauplii of Cyclopoida in the water layer of 10–20 m.

In autumn, *Eudiaptomus gracilis, Mesocyclops leuckarti, Thermocyclops oithonoides,* and *Daphnia (D.) cristata* prevailed at all depths. In the north-western reach, *Kellicottia longispina* was also the dominant species; in the southern reach, they were *Bosmina (E.)* cf. *coregoni* and the species of the genus

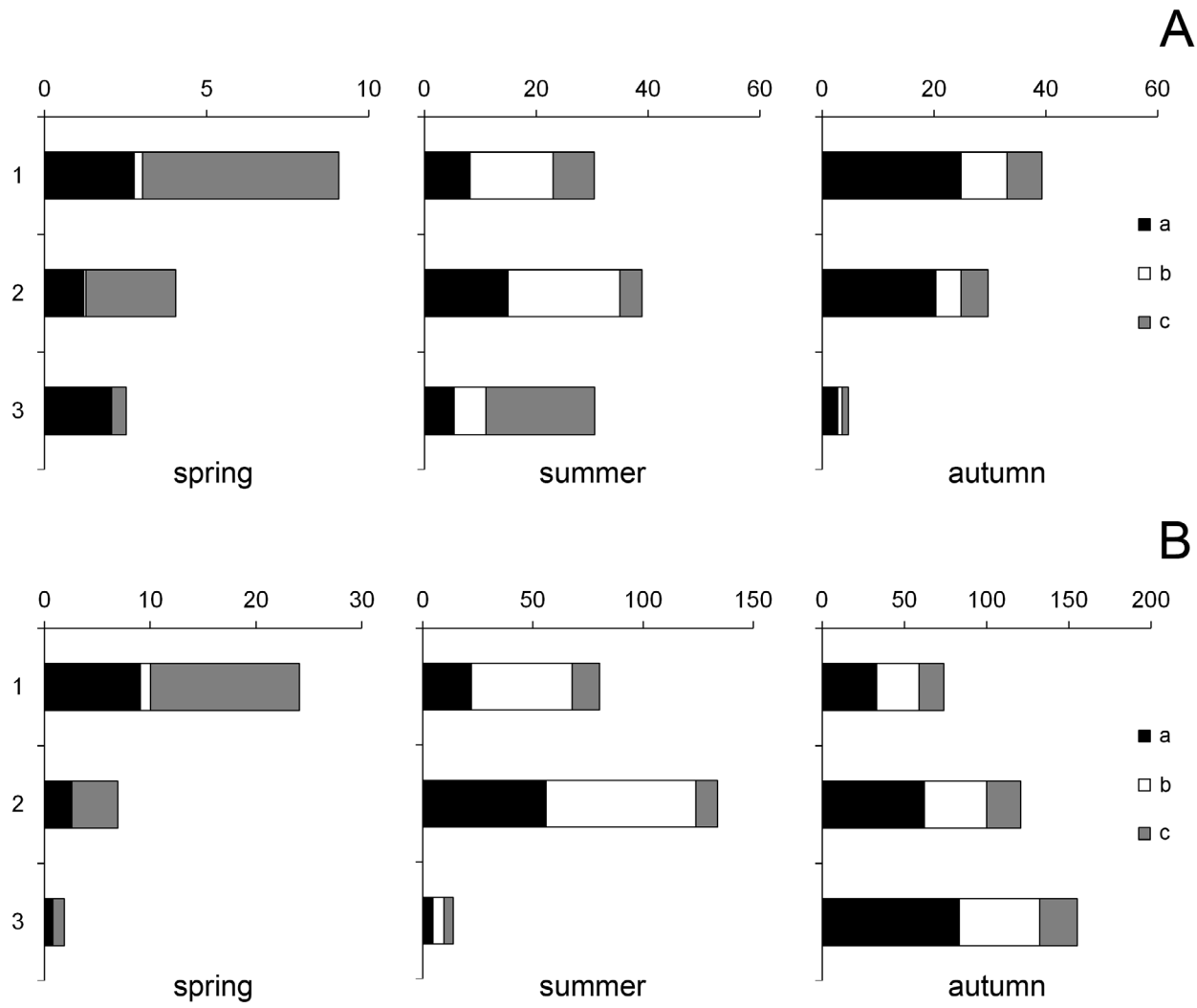

Fig. 1. Vertical distribution of the zooplankton abundance (N, 10^3 ind./m^3) in the north-western (**A**) and southern (**B**) reaches of Lake Munozero in different seasons. 1 – 0–5-m water layer; 2 – 5–10-m water layer; 3 – water layers deeper than 10 m; a – Copepoda; b – Cladocera; c – Rotatoria.

Table 4. Daily production, destruction, and ration (kcal·m^{-2}·day^{-1}) of the zooplankton community of Lake Munozero by season.

Season	North-western reach			Southern reach		
	Production	Respiration	Ration	Production	Respiration	Ration
Spring	0.019	0.053	0.105	0.026	0.070	0.136
Summer	0.683	1.694	3.718	1.470	3.606	8.057
Autumn	0.151	0.628	1.214	1.279	3.799	7.993
Daily average	0.284	0.792	1.679	0.925	2.492	5.395

Table 5. The total balance of the energy fluxes (kcal·m^{-2}) in the zooplankton community of Lake Munozero during the growing season.

Area	Total production (P)	Total destruction (R)	Non-predator ration (Cnp)	Average biomass (B)	P/B
North-western reach	38.0	105.0	197	6.7	5.6
Southern reach	123.0	331.0	625	13.5	9.1

Asplanchna. The maximum zooplankton abundance in the north-western part of the lake was noted in the surface layer, similar to that in spring; in the southern part, in a water layer of 10–20 m. In the southern reach, the share of cladocerans and the copepod *Eudiaptomus gracilis* was almost twofold higher than that in the north-western reach; this explained the difference in the vertical distribution of the zooplankton.

The functional characteristics of zooplankton reflect our ideas about the matter and energy fluxes in the studied community. The flux depends on the zooplankton biomass, the community structure, and ambient temperature. Daily production and other characteristics of the community were minimal in the spring, at low temperatures and when slowly growing copepods dominated. The maximum rates of consumption, destruction, and production of zooplankton in the north-western area were observed in the summer and then decreased markedly by autumn. The daily functional values for the zooplankton in the southern reach in July and September were approximately equal; most likely, their maxima occurred in August (between the sampling in July and September) (Table 4).

In general, the functioning of the zooplankton community in the southern part of the lake is more intense, which is ensured by better food availability for the filter-feeding species due to an increase in the lake trophicity (Sabylina and Ikko, 2019).

It is believed that the flow of matter and energy passing through the community of pelagic zooplankton is commensurate with the ration of non-predator filter-feeders (Table 5). A part of the matter and energy is lost during assimilation, a part is spent for the respiration, the rest forms secondary production and is used for the biomass increase (growth).

In Lake Munozero, the P/B coefficient, reflecting the intensity of production per unit of biomass, corresponded to oligotrophic type planktonic systems. The zooplankton productivity in the north-western part of Lake Munozero was almost three times less than that in the southern part (Table 5).

Conclusions

The species composition and dominant zooplankton complex of Lake Munozero has not changed since the 1950s. The Shannon–Weaver index in terms of biomass corresponds to the oligo- and mesotrophic type of lakes in the northwestern and southern areas of the lake, respectively. Saprobity indicators refer to the β-mesosaprobic zone (moderately polluted water). Seasonal changes in the zooplankton community correspond to the dynamics common for the lakes of Karelia.

Zooplankton community of the southern reach of Lake Munozero is under anthropogenic load, which leads to noticeable differences in species composition, Shannon–Weaver index, saprobity index, and in quantitative and functional characteristics.

Acknowledgments

This work was carried out as part of the State Task of the Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences.

References

Adrian, R., Wilhelm, S., Gerten, D., 2006. Life-history traits of lake plankton species may govern their phenological response to climate warming. *Global Change Biology* **12**, 652–661.

Alekseyev, V.R., Tsalolikhin, S.Ya. (eds.), 2010. Opredelitel zooplanktona i zoobentosa presnykh vod Evropeyskoy Rossii. T. 1. Zooplankton [The taxonomic keys for zooplankton and zoobenthos of the fresh waters of European Russia. Vol. 1. Zooplankton.]. KMK, Moscow, Russia, 495 p. (In Russian).

Andronikova, I.N., 1996. Strukturno-funktsionalnaya organizatsiya zooplanktona ozernykh ekosistem raznykh troficheskikh tipov [Structural and functional organization of zooplankton of lake ecosystems of different trophic types]. Nauka, Saint-Petersburg, 189 p. (In Russian).

Balushkina, E.V., Vinberg, G.G., 1979. Zavisimost mezhdu dlinoy i massoy tela planktonnykh rakoobraznykh [The relationship between the length and weight of plankton crustaceans]. In: Vinberg, G.G. (ed.), *Eksperimentalnyie i polevyie issledovaniya biologicheskih osnov produktivnosti ozer [Experimental and field studies of the biological foundations of the lake productivity].* Nauka, Leningrad, USSR, 58–72. (In Russian).

Derevenskaya, O.Yu., 2015. Metody otsenki kachestva vod po gidrobiologicheskim pokazatelyam: uchebno-metodicheskaya razrabotka po kursu “Gidrobiologiya” [Methods for assessing water quality by hydrobiological indicators: educational and methodical development for the course “Hydrobiology”]. KFU, Kazan, Russia, 44 p. (In Russian).

Filatov, N.N., Kukharev, V.I. (eds.), 2013. Ozera Karelii. Spravochnik [Lakes of Karelia. Handbook]. Karelian Research Center of Russian Academy of Sciences, Petrozavodsk, Russia, 464 p. (In Russian).

Gordeeva-Pertseva, L.I., 1958. Gidrobiologicheskaya kharakteristika [Hydrobiological characteristic]. *Rybnoye khozyaystvo Karelii [Fisheries of Karelia]* **7**, 107–117. (In Russian).

Il’mast, N.V., Kuchko, O.P., Milyanchuk, N.P., 2015. Vodnyye ekosistemy osobo okhranyayemykh prirodnykh territoriy Karelii [Water ecosystems of especially protected natural territories of Karelia]. *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiyskoy akademii nauk [Proceedings of Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences]* **17** (6), 299–303. (In Russian).

Izmest’eva, L.R., Moore, M.V., Hampton, S.E., Ferwerda, C.J., Gray, D.K., Woo, K.H., Pislegina, H.V., Krashchuk, L.S., Shimaraeva, S.V., Silow, E.A., 2016. Lake-wide physical and biological trends associated with warming in Lake Baikal. *Great Lakes Research* **24**, 6–17.

Jones, R.I., 1992.The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. *Hydrobiologia* **229**, 73–91.

Kalinkina, N.M., Tekanova, E.V., Sabylina, A.V., Ryzhakov, A.V., 2019. Izmeneniya gidrokhimicheskogo rezhima Onezhskogo ozera s nachala 1990-kh godov [Changes in the hydrochemical regime of Onego Lake since the early 1990s]. *Izvestiya RAN. Seriya geograficheskaya [Proceedings of Russian Academy of Science, Geographical Series]* **1**, 62–72. (In Russian). https://doi.org/10.31857/S2587-55662019162-72

Kitayev, S.P., 2007. Osnovy limnologii dlya gidrobiologov i ikhtiologov [Basics of limnology for hydrobiologists and ichthyologists]. Karelian Research Center of Russian Academy of Sciences, Petrozavodsk, Russia, 395 p. (In Russian).

Kulikova, T.P., 1983. Rekomendatsii po opredeleniyu saprobnosti s uchetom biologicheskikh osobennostey planktonnykh organizmov Karelii [Recommendations for the determination of saprobity taking into account the biological features of planktonic organisms of Karelia]. Karelian Branch of Academy of Sciences of USSR, Petrozavodsk, Russia, 6 p. (In Russian).

Kulikova, T.P., 2004. Zooplankton vodnykh ob’ektov basseyna reki Shui (Kareliya) [Zooplankton of water bodies of the Shuya River basin (Karelia)]. Karelian Research Center of Russian Academy of Sciences, Petrozavodsk, Russia, 124 p. (In Russian).

Lazareva, V.I., Sokolova, E.A., 2013. Dinamika i fenologiya zooplanktona krupnogo ravninnogo vodokhranilishcha: otklik na izmeneniye klimata [Dynamics and phenology of zooplankton in a large plain reservoir: a response to climate changes]. *Uspekhi sovremennoy biologii [Biology Bulletin Reviews]* **133** (6), 564–574. (In Russian).

Nazarova, L.E., 2014. Izmenchivost srednikh mnogoletnikh znacheniy temperatury vozdukha v Karelii [Variability of average long-term values of air temperature in Karelia.]. *Izvestiya RGO [Proceedings of the Russian Geographical Society]* **146** (4), 27–33. (In Russian).

Rask, M., Appelberg, M., Hesthagen, T., Tammi, J., Beier, U., Lappalainen, A., 2000. Fish status survey of Nordic lakes – species composition, distribution, effects of environmental changes. *TemaNord* **508**, 1–58.

Soranno, P.A., Carpenter, S.R., He, X., 1993. Zooplankton biomass and body size. In: Carpenter, S.R., Kitchell, J.F. (eds), *The trophic cascade in lakes.* Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain, 172–188.

Sabylina A.V., Ikko O.I., 2019. Otsenka tendentsiy izmeneniya himicheskih pokazateley vodyi ozera Munozero v mnogoletnem plane [Evaluation of trends in the chemical indicators of the water of Lake Munozero in a multi-year plan]. *Trudy Karelskogo nauchnogo centra RAN. Ser. Ekologicheskie issledovaniya [Proceedings of Karelian Research Center of Russian Academy of Sciences. Ecological studies series]* **9**, 79–60.

Vinberg, G.G., Lavrentyeva, G.M. (eds.), 1984. Metodicheskiye rekomendatsii po sboru i obrabotke materialov v gidrobiologicheskikh issledovaniyakh na presnovodnykh vodoyemakh. Zooplankton i ego produktsiya [Methodological guidelines for collecting and processing materials for hydrobiological studies of freshwater reservoirs. Zooplankton and its production]. Berg State Research Institute on Lake and River Fisheries (GosNIORKh), Leningrad, USSR, 33 p. (In Russian).

Трансформация экосистем
Ecosystem Transformation
www.ecosysttrans.com

Trematode metacercariae in the eyes of fish from reservoirs of Mongolia

Darya I. Lebedeva[1*], Galina A. Yakovleva[1], Dmitry O. Zaytsev[2], Bud Mendsaikhan[3]

[1] Institute of Biology, Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences, ul. Pushkinskaya 11, Petrozavodsk, Republic of Karelia, 185910 Russia

[2] Petrozavodsk State University, pr. Lenina 33, Petrozavodsk, Republic of Karelia, 185910 Russia

[3] Institute of Geography and Geoecology, Mongolian Academy of Sciences, ul. Baruun Selbe, Postbox 81, Ulaanbaatar, 15170 Mongolia

**daryal78@gmail.com*

Received: 17.10.2019
Accepted: 05.11.2019
Published online: 24.01.2020

DOI: 10.23859/estr-191017
UDC 576.895.122:597.2/.5:556.55(517)

ISSN 2619-094X Print
ISSN 2619-0931 Online

Translated by S.V. Nikolaeva

The species composition of trematode metacercariae from the eyes of fish (*Oreoleuciscus potanini* and *Thymallus brevirostris*) was studied in the Taishir and Durgun reservoirs in 2011, four and three years respectively after their formation. Seven species of trematodes of the genera *Diplostomum*, *Tylodelphys*, *Ichthyocotylurus*, *Posthodiplostomum* were identified. The species composition of the parasites is compared with that from fish eyes in the reservoirs of the Great Lakes Depression.

Keywords: metacercariae, *Diplostomum* spp., *Thymallus brevirostris, Oreoleuciscus potanini,* Mongolia, reservoirs.

Lebedeva, D.I., Yakovleva, G.A., Zaytsev, D.O., Mendsaikhan, B., 2020. Trematode Metacercariae in the eyes of fish from reservoirs of Mongolia. *Ecosystem Transformation* **3** (1), 19–26.

Introduction

Parasites have frequently been found to be useful indicators of the state and environmental health of reservoirs (Ieshko et al., 2012; Izyumova, 1977; Mineeva, 2016; Sorokina, 2015; Zhokhov and Pugacheva, 1996). In this respect, studies of parasites with a complex life cycle, for example, trematodes, are especially interesting. These helminths are associated with various species of invertebrates, fish and birds inhabiting reservoirs and their shores. Therefore, the species composition of trematodes, and the abundance of their invasion of hosts of all levels, reflect processes occurring in reservoir ecosystems.

Two large hydropower plants were built in Western Mongolia in the first decade of the XXI century, leading to the appearance of the Durgun and Taishir reservoirs. The Durgun power station was built in 2008 on the Chono Kharaih River, that connects the Khar-Us and Khar lakes. The height of the dam is 20 m and the length along the top is 252 m. The Taishir power station was built in 2007 in the upper reaches of the Zavkhan River, which is the largest watercourse in Western Mongolia. The height of the dam is 50 m; the length along the top is 190 m (Krylov, 2012).

Studies of various aspects of the state of these reservoirs: hydrology (Munguntsetseg et al., 2011), zooplankton (Krylov, 2012, 2013; Krylov et al., 2014, 2018), macrozoobenthos (Prokin, 2018), and ichthyofauna (Dgebuadze et al., 2014; Mendsaikhan et al., 2015), have already been partially published. Data on parasites of fish and other aquatic organisms of these reservoirs are not yet available.

This paper focuses on the species composition of trematode metacercariae from the eyes of fish of the Taishir and Durgun reservoirs.

Materials and methods

The studies were conducted in July – August 2011 in Western Mongolia in the Great Lakes Depression, where the Taishir and Durgun reservoirs are located. The freshwater ecosystems of the studied region are part of the Central Asian Internal Drainage basin (Ryby Mongolskoy Narodnoy Respubliki..., 1983). The fish population of the water bodies of the Central Asian Inland Basin of Mongolia is dominated by Altai osmans (*Oreoleuciscus potanini* Kessler, 1879), and also includes Mongolian grayling (*Thymallus brevirostris* Kessler, 1879), and loaches of the genera *Orthrias* Jordan and Fowler, 1903, *Barbatula* Linck, 1933, and *Triplophysa* Rendahl, 1933 (Dgebuadze et al., 2014; Mendsaikhan et al., 2015; Prokofiev, 2016). This study was based on parasites collected from the eyes of two fish species, Altai osman and Mongolian grayling. Fifteen specimens of osman and 15 specimens of grayling were examined in the Taishir reservoir, and 11 specimens of osman were examined in the Durgun Reservoir. In addition, some data on fish parasites from other water bodies of Mongolia, including those in the Great Lakes Depression system, were used for analysis.

The age of the Mongolian grayling was determined from the scales, and that of the Altai osman from the gill opercula (Chugunova, 1959; Pravdin, 1966). Altai osman under the age of 26 were found in control catches, and 65% of all fish caught were young individuals (Mendsaikhan et al., 2015). Osmans under the age of 25 years were found in the Taishir reservoir in the control catches, and individuals aged 13+...15+ constitute 47.8% of the catch. The grayling age in the Taishir Reservoir reached 11+, but the bulk of the catch were specimens aged 3+ (38.5%) and 4+ (21.2%).

The collection, fixation and laboratory processing of parasitological material was carried out according to generally accepted methods (Bykhovskaya-Pavlovskaya, 1985; Shigin, 1986). Metacercariae were removed from the tissues of the hosts, placed in Petri dishes, according to locality, and preliminarily identified to genus. The larvae were then killed by adding hot water, and then fixed with 96% ethanol. Following this, some metacercariae were stained with acetic acid carmine; subsequent preparations were mounted in Canadian balsam to be studied as whole mounts. Some of the fixed helminths were used for molecular studies.

The parasites were identified using keys (Faltýnková et al., 2014; Locke et al., 2015; Pérez-del-Olmo et al., 2014; Selbach et al., 2015; Shigin, 1986; Sudarikov et al., 2002).

In addition to morphological methods for the identification of parasites, we used the ITS1 + 5.8S + ITS2 rDNA molecular marker, in particular to identify the genus *Diplostomum* Nordmann, 1832.

DNA for genetic analysis was isolated using DNA-Extran kits (Synthol, Moscow). To obtain and sequence the PCR product, we applied universal primers used for barcoding diplostomids, D1F (5'-AGGAATTCCTGGTAAGTGCAAG-3') and D1R (5'-CGTTACTGAGGGAATCCTGG-3') (Moszczynska et al., 2009). In all cases, PCR products were obtained on a BioRad T100 thermocycler. Amplification was carried out in 25 µl of a buffer (Fermentas) (mixture of 75 mM Tris-HCl (pH = 8.8), 20 mM $(NH_4)_2SO_4$, 0.1% Tween 20, and 2 mM $MgCl_2$). The amplification mixture contained about 300 ng of total cellular DNA, 200 nmol of each of the four deoxyribonucleotides, 10 pmol of forward and reverse primers, and 0.7 units of Taq polymerase (Bionem, Moscow). The amplification program included the initial stage of DNA denaturation (95 °C, 4 min), 30 cycles of synthesis of the PCR product (95 °C – 45 s, 52 °C – 45 s, 72 °C – 1 min), and stage of final chain elongation (72 °C, 5 min). The obtained PCR products were re-precipitated at room temperature, adding ethanol to a final concentration of 70% and ammonium acetate to a final concentration of 125 mM to the mixture for amplification. The DNA precipitate was washed with 70% ethanol, dried and dissolved in bidistilled water. About 0.5 pmol of the PCR product and 3 pmol of the corresponding primer were taken for the sequencing reaction. Each resulting PCR product was sequenced from both the forward and reverse primers. DNA sequencing was performed using the ABI PRISM® BigDye™ Terminator v. 3.1 reagent kit followed by analysis of the reaction products on a Genetic Analyzer ABI PRISM 3130 automatic DNA sequencer (Applied Biosystems, USA) at the "Taxon" Research Center (Zoological institute, Russian Academy of Sciences, St. Petersburg). The obtained DNA sequences (approximately 1100 bp in length) were aligned and analyzed using the ClustalW algorithm integrated into the Mega 7.0 package (Kumar et al., 2016), and subsequently uploaded to GenBank (Table 1).

In addition to our own data, to build a phylogenetic tree, we used sequences of the ITS1 + 5.8S + ITS2 rDNA region for individuals of the genus *Diplostomum*, from the GenBank International Database (Fig. 1) that were selected as the closest blast matches. The phylogenetic tree was built using the PhyML and MrBayes programs (Dereeper et al., 2008), and edited in the FigTree program (https://beast.community/figtree, accessed: 03.06.2019).

The following indicators were used to quantitatively characterize fish infection: the extent of invasion, or the percentage of infection (EI, %), the average infection rate, or the abundance index (AI, number of specimens per fish), as well as the minimum and maximum number of parasites encountered in one host (min–max). Infection rates were analyzed using the Quantitative Parasitology (QP) program (Rozsa et al., 2000).

Table 1. Metacercariae of the genus *Diplostomum* from fish of Mongolia studied using the PCR method.

Parasite	Host	Localization	Sampling locality	GenBank no.
Diplostomum spathaceum	*Osman potanini*	eye lens	Khar Lake	MN069513
	O. potanini	eye lens	Taishir Reservoir	MN069514
	O. potanini	eye lens	Taishir Reservoir	MN069515
	O. potanini	eye lens	Nogoon Lake	MN069516
	O. potanini	eye lens	Khar-Us Lake	MN069517
	Rutilus rutilus	eye lens	Terkhiin Tsagaan Lake	MN069518
	R. rutilus	eye lens	Terkhiin Tsagaan Lake	MN069519
Diplostomum pseudospathaceum	*O. potanini*	eye lens	Durgun Reservoir	MN069520
	O. potanini	eye lens	Khar Lake	MN069521
	O. potanini	eye lens	Khar Lake	MN069522
Diplostomum sp. LIN2	*O. potanini*	eye lens	Khar-Us Lake	MN069523
	O. potanini	eye lens	Nogoon Lake	MN069524
Diplostomum baeri	*Thymallus brevirostris*	eye vitreous humour	Taishir Reservoir	MN069525
	T. brevirostris	eye vitreous humour	Taishir Reservoir	MN069526
	T. brevirostris	eye vitreous humour	Taishir Reservoir	MN069527
	Perca fluviatilis	eye retina	Terkhiin Tsagaan Lake	MN069528
	P. fluviatilis	eye retina	Terkhiin Tsagaan Lake	MN069529

Results and discussion

In the Durgun Reservoir, five species of trematode metatercariae parasitizing the eyes were found in osmans (Table 2, Fig. 1). The abundance of all helminth species, as well as indicators of host invasion, was low. The most numerous parasites were *Diplostomum pseudospathaceum* Niewiadomska, 1984, found in the lens. A single specimen of *Tylodelphys clavata* (von Nordmann, 1832) Diesing, 1850 and more numerous larvae of *Posthodiplostomum brevicaudatum* (von Nordmann, 1832) Wisniewski, 1958 were found in the vitreous body. Metacercariae of *Ichthyocotylurus pileatus* (Rudolphi, 1802) Odening, 1969 were found in the retina.

In the Taishir Reservoir, the diversity of metacercariae was much lower than in the Durgun Reservoir. In grayling, two species of the genus *Diplostomum* von Nordmann, 1832 were recorded in the eyes – *D. baeri* Dubois, 1937 in the vitreous body and *D. spathaceum* (Rudolphi, 1819) in the lens. The latter species was also found in the lenses of osman eyes (Table 2). At the same time, metacercariae of *D. baeri*, although they were only recorded in grayling, had a higher abundance compared to *D. spathaceum*.

In both reservoirs, the species composition of metacercariae included seven species of trematodes, while in each reservoir the fauna of metacercariae was unique in the eyes (Table 2). Previously, in the water bodies of the Great Lakes Depression, osman and grayling were found to host eight species of metacercariae in their eyes (Pugachev, 2003; Roitman et al., 1997). In the parasite fauna of osman of the Durgun Reservoir, five species of trematode metacercariae were found in the neighboring water bodies, i.e., Khar, Nogoon, and Durgun lakes (Roitman et al., 1997). In the Taishir Reservoir, only two species of metacercariae were found in two host species, neither of which has yet been observed in the osmans of the Durgun Reservoir (Table 2). However, it is most likely that metacercariae of *D. spathaceum* will be

Table 2. Species composition of trematode metacercariae in the eyes of fish of Mongolian reservoirs.

	Durgun Reservoir			Taishir Reservoir					
	Osman (*Oreoleuciscus potanini*)			Osman (*O. potanini*)			Grayling (*Thymallus brevirostris*)		
	EI, %	AI, specimen	min–max	EI, %	AI, specimen	min–max	EI, %	AI, specimen	min–max
Parasite									
Diplostomum baeri	–	–	–	–	–	–	27	14.7	2–179
D. spathaceum	–	–	–	53	1.4	1–6	60	8.1	2–52
D. pseudospathaceum	73	3.6	1–14	–	–	–	–	–	–
Diplostomum sp. LIN2	18	0.6	1–6	–	–	–	–	–	–
Tylodelphys clavata	9	0.09	(1)	–	–	–	–	–	–
Ichthyocotylurus pileatus	18	0.36	1–3	–	–	–	–	–	–
Posthodiplostomum brevicaudatum	36	1.6	1–7	–	–	–	–	–	–
Total of parasite species	**5**			**1**			**2**		
Fish examined	**11**			**15**			**15**		

found during a further study of the fish of the Durgun Reservoir, since they were found in osmans in Lake Khar, while adults of *D. spathaceum* and *D. pseudospathaceum* are found in gulls from the shores of this lake (Lebedeva and Chantuu, 2015). In addition, according to recently obtained data, formation of the species composition and mass of macrozoobenthos is intensively taking place in the Durgun Reservoir, due to the transfer by the transport of reed beds and invertebrates from Lake Khar-Us (Prokin, 2018).

Almost all the species of helminths we found have previously been noted in the eyes of fish in the water bodies of Mongolia (Batueva, 2011; Pugachev, 2003; Roitman et al., 1997). Species of the genus *Diplostomum* deserve special attention, since their taxonomy is unresolved. Most likely, previously, they were registered under other names both in the Great Lakes Depression and in other Mongolian lakes. For instance, in previous years we studied the parasite fauna of roach and perch in Terkhiin Tsagaan Lake, where metacercariae of the genus *Diplostomum* were studied only using morphological methods and identified as *D. paracaudum* and *D. baeri* (Lebedeva et al., 2015). However, the use of the PCR method in the present study showed that metacercariae from the roach eye lens represent a morphologically close species *D. spathaceum* (Table 1, Fig. 1).

The species composition of the osman metacercariae in the Taishir and Durgun reservoirs reflects the nature and history of these reservoirs. The Durgun Reservoir is a flat reservoir with a lower rate of water exchange and a larger overgrown zone in comparison with the Taishir Reservoir. In addition, it is located between the two lakes (Khar-Us and Khar), which are part of the Khar-Us-Nur Nature Reserve. These factors are significant for the habitat of gastropods, which serve as the first intermediate host for trematodes, as well as for numerous colonies of fish-eating birds on the shores of these reservoirs. All this as a whole promotes closer contact between parasites and hosts of all levels, and the formation of a more diverse species composition of trematodes in the Durgun Reservoir.

The data on the diversity and abundance of trematode metacercariae correspond to the initial stage of development of the parasite fauna of reservoirs described by Izyumova (1977). According to her generalized data for 66 reservoirs of the former USSR, “many trematodes, especially those whose final hosts are fish-eating birds, are first hosted by mollusks (Limnaeidae, Bithynidae, Viviparidae), which in the first year of formation of reservoirs show a sharp drop in numbers. There is a sharp decrease in the species composition and number of trematodes associated with them, which is typical for many reservoirs. Mollusks settle very slowly in new biotopes, and the formation of their fauna is completed only 4–6 years after the formation of a new reservoir. By that time, the disturbed mollusks–fish–birds food links begin to

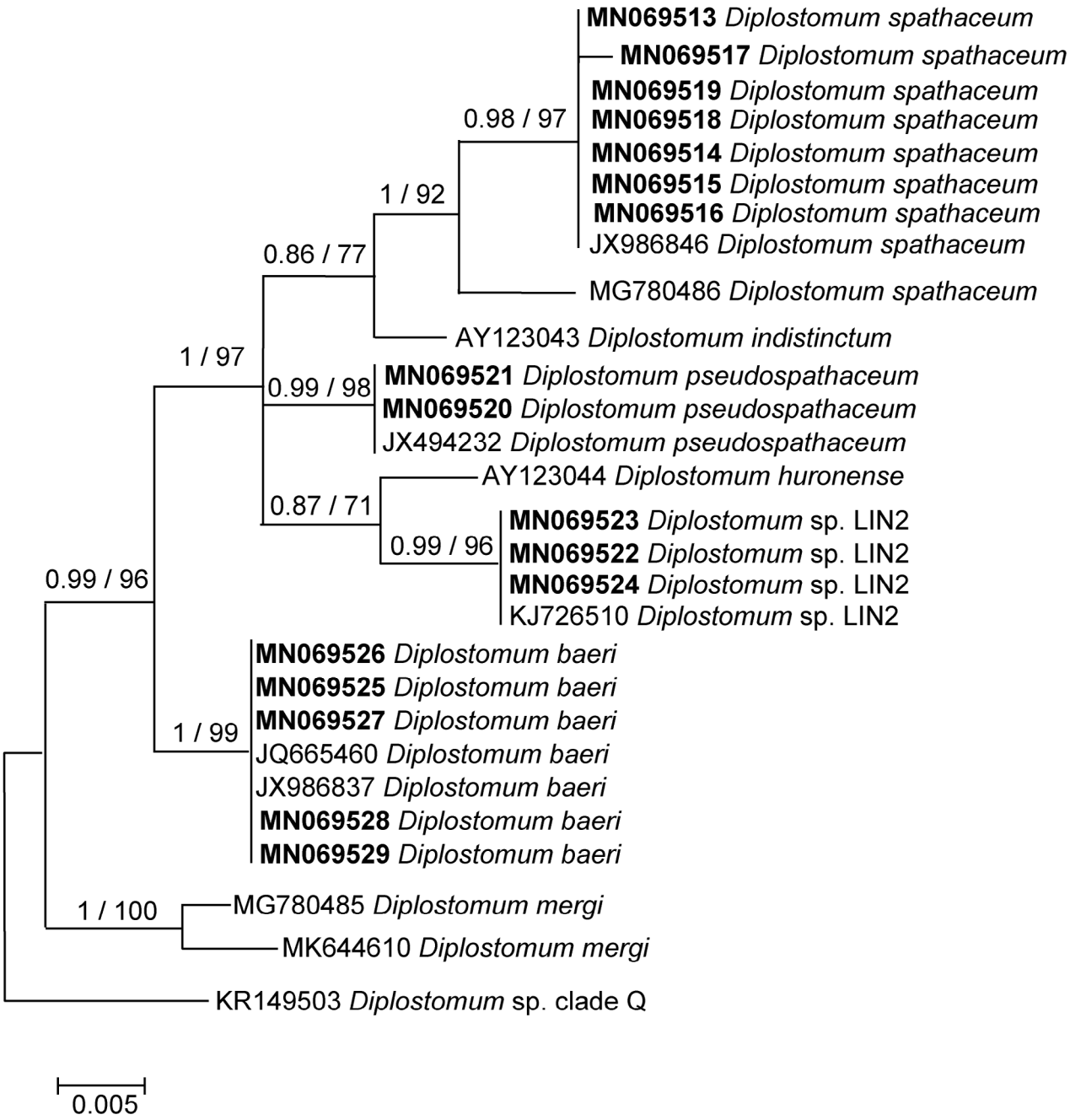

Fig. 1. Dendrogram of phylogenetic relationships of *Diplostomum* spp. from fish eyes in water bodies of Mongolia, based on comparison of ITS1 + 5.8S + ITS2 rDNA sequences. The main nodes indicate bootstrap indices for BI and ML.

recover. As a result, the number of trematodes (marita and metacercariae) grows rapidly. The emergence of colonies of gulls in reservoirs contributes to increased infection of fish with trematode metacercariae, especially with diplostomatids and tetracotylids".

In reservoirs with almost no higher aquatic vegetation and few number of gastropods, there are no trematodes or fish infection with them is minimal (Izyumova, 1977; Zhokhov and Pugachev, 1996), as in our case with the fish invasion in the Taishir reservoir.

Considering the age of the reservoirs at the time of the study (Taishir – four years, Durgun – three years), the age of fish living in these water bodies, and the fact that metacercariae of the genus *Diplostomum* live to the age of 5–6 years (Shigin, 1986), we can draw a preliminary conclusion, that the parasites reported in the eyes of fish have been present since the formation of the reservoirs. This, in turn, indicates that the fish parasite fauna in the reservoirs is at the formation stage. These data are confirmed by studies of zooplankton and macrozoobenthos in the reservoirs (Krylov, 2012; Krylov and Mendsaikhan, 2012; Prokin, 2018).

The materials obtained are only a small fragment of the research on the parasite fauna of fish, including reservoirs, in the water bodies of Mongolia. To understand the processes of formation of the species composition of parasites occurring in reservoirs, for further research we will use the material collected in the reservoirs of the Great Lakes Depression in the later years by the Russian-Mongolian Complex Biological Expedition of the Russian Academy of Sciences and the Mongolian Academy of Sciences. Researchers have at their disposal materials not only on trematode metacercariae, but also on other groups of parasites and fish species, which will not only help characterize the processes under study, but also expand the understanding of the parasite fauna of fish in Mongolia's water bodies as a whole.

Acknowledgments

This work was supported by the Russian-Mongolian Complex Biological Expedition of the Russian Academy of Sciences and the Mongolian Academy of Sciences (2011) and federal budget funds for the implementation of the state order no. 0218-2019-0075. The authors are grateful to Dr. Sebastien Santini (Structural and Genomic Information Laboratory, Aix-Marseille University, France) for the possibility of using the phylogenetic analysis software at http://www.phylogeny.fr/.

References

Batueva, M.D., 2011. Parazitofauna i struktura soobshchestv parazitov karlikovogo altaiskogo osmana *Oreoleuciscus humilis* Warpachowski, 1889 ozera Ust-Nur (bassejn reki Selengi) i reki Tuin-Gol (Dolina Ozer) (Mongoliya) [The parasite fauna and structure of parasite communities of *Oreoleuciscus humilis* Warpachowski, 1889 from Ust-Nur lake (Selenga River basin) and Tuin-Gol River (Goby lakes valley)]. *Parazitologiya [Parasitology]* **45** (5), 379–383. (In Russian).

Bykhovskaya-Pavlovskaya, I.E., 1985. Parazity ryb. Rukovodstvo po izucheniyu [Fish parasites. Study guide]. Nauka, Leningrad, USSR, 121 p. (In Russian).

Chugunova, N.I., 1959. Rukovodstvo po izucheniyu ryb [Fish study guide]. USSR Academy of Sciences, Moscow, USSR, 163 p. (In Russian).

Dereeper, A., Guignon, V., Blanc, G., Audic, S., Buffet, S., Chevenet, F., Dufayard, J.-F., Guindon, S., Lefort, V., Lescot, M., Claverie, J.-M., Gascuel, O., 2008. Phylogeny.fr: robust phylogenetic analysis for the non-specialist. *Nucleic Acids Research* **36**, 465–469. http://www.doi.org/10.1093/nar/gkn180

Dgebuadze, Yu.Yu., Dulmaa, A., Mendsaikhan, B., 2014. Ikhtiofauna [Ichthyofauna]. In: Dgebuadze, Yu.Yu. (ed.), *Limnologiya i paleolimnologiya Mongolii. Trudy sovmestnoj Rossijsko-Mongol'skoj kompleksnoj biologicheskoj ekspedicii. T. 60 [Limnology and paleolimnology of Mongolia. Proceedings of the complex joint Russian-Mongolian expedition. Vol. 60]*. Moscow, Russia, 193–207. (In Russian).

Ieshko, E.P., Anikieva, L.V., Lebedeva, D.I., 2012. Specifika fauny parazitov ryb transformirovannogo vodoema [Specificity of the fauna of parasites of fish of the transformed reservoir]. In: Nemova, N.N. et al. (eds.), *Biota severnyh ozer v usloviyah antropogennogo vozdejstviya [Biota of the northern lakes under the anthropogenic impact].* Karelian Research Center of Russian Academy of Sciences, Petrozavodsk, Russia, 73–79. (In Russian).

Izyumova, N.A., 1977. Parazitofauna ryb vodohranilishch SSSR i puti ee formirovaniya [Parasitofauna of fish in the reservoirs of the USSR and its formation]. Nauka, Leningrad, USSR, 284 p. (In Russian).

Faltýnková, A., Georgieva, S., Kostadinova, A., Blasco-Costa, I., Ščholz, T., Skírnisson, K., 2014. *Diplostomum* von Nordmann, 1832 (Digenea: Diplostomidae) in the sub-Arctic: descriptions of the larval stages of six species discovered recently in Iceland. *Systematic Parasitology* **89**, 195–213.

Krylov, A.V., 2012. Vidovoj sostav zooplanktona vodoemov i vodotokov Kotloviny Bol'shih Ozer (Mongoliya) [Species composition of zooplankton of reservoirs and watercourses of the Great Lakes Depression (Mongolia)]. *Biologiya vnutrennih vod [Inland Water Biology]* **3**, 43–51. (In Russian).

Krylov, A.V., 2013. Kolichestvennoe razvitie zooplanktona vodoemov i vodotokov Kotloviny Bol'shih ozer (Mongoliya) [Quantitative development of zooplankton in reservoirs and watercourses of the Great Lakes Depression (Mongolia)]. *Biologiya vnutrennih vod [Inland Water Biology]* **1**, 39–45. (In Russian).

Krylov, A.V., Mendsaikhan, B., 2012. Mezhgodovye izmeneniya zooplanktona ozera Har-Us, Durgunskogo vodohranilishcha i reki Chonoharajh, Mongoliya [Interannual changes in zooplankton of Har-Us Lake, Durgun Reservoir and the Chonoharaikh River, Mongolia]. *Voda: himiya i ekologiya [Water: chemistry and ecology]* **10**, 66–72. (In Russian).

Krylov, A.V., Solongo, D., Mendsaikhan, B., 2014. Zooplankton Durgunskogo i Tajshirskogo vodohranilishch (Zapadnaya Mongoliya) v konce perioda napolneniya [Zooplankton of the Durgun and Taishir reservoir (Western Mongolia) at the end of the filling period]. *Aridnye ekosistemy [Arid ecosystems]* **20** (2), 48–55. (In Russian).

Krylov, A.V., Mendsaikhan, B., Ayushsuren, Ch., Tsvetkov, A.I., 2018. Zooplankton of the coastal areas of reservoirs of the arid zone: effects of level regime and meteorological conditions. *Ecosystem Transformation* **1** (1), 5–23. https://www.doi.org/10.23859/estr180319

Kumar, S., Stecher, G., Tamura, K. 2016. MEGA7: Molecular Evolutionary Genetics Analysis Version 7.0 for Bigger Datasets. *Molecular Biology and Evolution* **33** (7), 1870–1874.

Lebedeva, D.I., Chantuu, Kh., 2015. New data on bird helminths in Mongolia. *Parasitologia [Parasitology]* **49** (4), 304–308.

Lebedeva, D.I., Mendsaikhan, B., Chantuu, Kh., Jargalmaa, G., 2015. Gelminty plotvy (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758) i okunya (*Perca fluvialitis* Linnaeus, 1758) ozera Terkhin-Tzagan [Helminths of the Common roach (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758) and the European Perch (*Perca fluvialitis* Linnaeus, 1758) in the Lake Terkhiin Tsagaan (Mongolia)]. *Parazitologiya [Parasitology]* **49** (2), 98–103. (In Russian).

Locke, S.A., Al-Nasiric, F.S., Caffarad, M., Dragoe, F., Kalbef, M., Lapierreg, A.R., McLaughling, J.D., Nieh, P., Overstreeti, R.M., Souzaj, G.T.R., Takemotok, R.M., Marcogliese, D.J., 2015. Diversity, specificity and speciation in larval Diplostomidae (Platyhelminthes: Digenea) in the eyes of freshwater fish, as revealed by DNA barcodes. *The International Journal for Parasitology* **45** (13), 841–855. http://www.doi.org/10.1016/j.ijpara.2015.07.001

Mendsaikhan, B., Dulmaa, A., Krylov, A.V., Slyn'ko, Yu.V., Prokin, A.A., Demidsereter, S., Dgebuadze, Yu.Yu., Lebedeva, D.I., Atlantcenceg, B., 2015. Sostoyanie rybnogo naseleniya Tajshirskogo vodohranilishcha (Zapadnaya Mongoliya) posle ego zapolneniya [The state of the fish population of the Taishir reservoir (Western Mongolia) after its filling]. *Materialy Mezhdunarodnoj konferencii "Ekosistemy Central'noj Azii v sovremennyh usloviyah social'no-ekonomicheskogo razvitiya". T. 2 [Proceedings of the International Conference "Ecosystems of Central Asia in modern conditions of social and economic development". Vol. 2].* Bembi San, Ulaan-Baatar, Mongolia, 65–68. (In Russian).

Mineeva, O.V., 2016. Materialy k faune mnogokletochnykh parazitov obyknovennogo ersha *Gymnocephalus cernuus* Linnaeus, 1758 v Saratovskom vodokhranilishche [Materials on multicellular parasites fauna of the Ruffe *Gymnocephalus cernuus* Linnaeus, 1758 (Pisces: Percidae) from the Saratov water basin]. *Rossijskij parazitologicheskij zhurnal [Russian Journal of Parasitology]* **1**, 16–23. (In Russian). http://www.doi.org/10.12737/18355

Moszczynska, A, Locke, S.A., McLaughlin, J.D., Marcogliese, D.J., Crease, T.J., 2009. Development of primers for the mitochondrial cytochrome c oxidase I gene in digenetic trematodes (Platyhelminthes) illustrates the challenge of barcoding parasitic helminths. *Molecular Ecology Resources* **9** (1), 75–82. http://www.doi.org/10.1111/j.1755-0998.2009.02634.x

Munguntsetseg, A., Bumantsetseg, E., Burmaa, Z., Erdenechimeg, G., 2011. Surface water hydrochemistry of some territories in western region of Mongolia. Hovd University, Ulaanbaatar, Mongolia, 212 p.

Pérez-del-Olmo, A., Georgieva, S., Pula, H.J., Kostadinova, A., 2014. Molecular and morphological evidence for three species of *Diplostomum* (Digenea: Diplostomidae), parasites of fishes and fish-eating birds in Spain. *Parasites & Vectors* **7**, 502–516. http://www.doi.org/10.1186/s13071-014-0502-x

Pravdin, I.F., 1966. Rukovodstvo po izucheniyu ryb [Fish study guide]. Nauka, Moscow, USSR, 376 p. (In Russian).

Prokin, A.A., 2018. Initial Stage of Macrozoobenthos Formation in Reservoirs of Western Mongolia. *Inland Water Biology* **11** (2), 161–172. http://www.doi.org/10.1134/S1995082918020189

Prokofiev, A.M., 2016. Loaches of the Genus *Barbatula* (Nemacheilinae) of the Zavkhan River Basin (Western Mongolia). *Journal of Ichthyology* **56** (6), 818–831. http://www.doi.org/10.7868/S0042875216060084

Pugachev, O.N., 2003. Katalog parazitov presnovodnyh ryb Severnoj Azii. Trematody [Catalog of parasites of freshwater fish in North Asia. Trematodes]. Sankt-Peterburg State University, Saint-Petersburg, Russia, 224 p. (In Russian).

Roitman, V.A., Kazakov, B.E., Perenlejzhamc, Zh.K., 1997. Taksonomicheskoe i ekologicheskoe raznoobrazie gel'mintov osmanov (*Oreoleuciscus* spp.) v vodoemah Mongolii [Taxonomic and ecological diversity of helminthes of osmans (*Oreoleuciscus* spp.) in the water bodies of Mongolia]. *Trudy Instituta parazitologii [Proceedings of Institute of Parasitology]* **41**, 120–130. (In Russian).

Rozsa, L., Reiczigel, J., Majoros, G., 2000. Quantifying parasites in samples of hosts. *Journal of Parasitology* **86**, 228–232. https://doi.org/10.1645/0022-3395(2000)086[0228:QPISOH]2.0.CO;2

Ryby Mongolskoy Narodnoy Respubliki. Usloviya obitaniya, sistematika, morfologiya, zoogeografiya [Pisces of the Mongolian National Republic. Habitat conditions, taxonomy, morphology, zoogeography], 1983. Sokolov, V.E., Shatunovskiy, M.I. (eds.). Nauka, Moscow, USSR, 277 p. (In Russian).

Selbach, C., Soldánová, M., Georgieva, S., Kostadinova, A., Sures, B., 2015. Integrative taxonomic approach to the cryptic diversity of *Diplostomum* spp. in lymnaeid snails from Europe with a focus on the '*Diplostomum mergi*' species complex. *Parasite & Vectors* **8**, 300–320. http://www.doi.org/10.1186/s13071-015-0904-4

Shigin, A.A., 1986. Trematody fauny SSSR. Rod *Diplostomum*. Metacerkarii [Trematodes of the fauna of the USSR. Genus *Diplostomum*. Metacercariae]. Nauka, Moscow, USSR, 254 p. (In Russian).

Sorokina, S.S., 2015. Parazity hrustalika glaza ryb Staromajnskogo zaliva Kujbyshevskogo vodohranilishcha Ul'yanovskoj oblasti [Parasites of the lens of the eyes of fish of Staromainsky Bay, Kuibyshev Reservoir, Ulyanovsk Region]. *Sbornik nauchnyh trudov XVII mezhregional'noj nauchno-prakticheskoj konferencii "Priroda Simbirskogo Povolzh'ya" [Proceedings of XVII Interregional scientific and practical conference "Nature of Simbirskoe Povolzh'e"]*. Ul'yanovsk, Russia, 156–159. (In Russian).

Sudarikov, V.E., Shigin, A.A., Kurochkin, Yu.V., Lomakin, V.V., Sten'ko, R.P., Yurlova, N.I., 2002. Metacerkarii trematod – parazity presnovodnyh gidrobiontov Rossii. T. 1 [Trematodes metacercariae as parasites of freshwater aquatic organisms in Russia. Vol. 1]. Nauka, Moscow, Russia, 298 p. (In Russian).

Zhokhov, A.E., Pugacheva, M.N., 1996. Izmenenie vidovogo sostava i chislennosti nekotorykh gel'mintov ryb v Rybinskom vodohranilishche za 50 let [Changes in the species composition and abundance of some helminths of fish in the Rybinsk Reservoir over 50 years]. *Biologiya vnutrennih vod [Inland Water Biology]* **1**, 62–72. (In Russian).

Трансформация экосистем
Ecosystem Transformation
www.ecosysttrans.com

The taxonomic and ecological-floristic characteristics of the phytoplankton of a technogenic reservoir after the cessation of industrial exploitation by the example of Lake Shlamonakopitelnoe Samara Region, Russia)

Elena S. Krivina*, Natalia G. Tarasova

Institute of Ecology of the Volga River Basin, Russian Academy of Sciences, ul. Komzina 10, Togliatti, Samara Region, 445003 Russia

**pepelisa@yandex.ru*

Received: 25.02.2019
Accepted: 08.05.2019
Published online: 03.02.2020

DOI: 10.23859/estr-190225
UDC 574.587:57.043

ISSN 2619-094X Print
ISSN 2619-0931 Online

Translated by D.M. Martynova

The plankton algae species composition in the technogenic reservoir and the changes observed after the cessation of industrial exploitation have been studied using Lake Shlamonakopitelnoe as an example (Vasilievskie Ozera lake system, Samara Region, Russia). Comparison of the species composition and taxonomic structure of phytoplankton during the period of active industrial exploitation (1991–1992) and the post-exploitation period (2001) revealed an increase in the algae species richness and an increased complexity of the taxonomic structure. Therefore, this was the positive transformation of the phytoplankton community. The high species specificity of algoflora and the low level of species continuity in each study period indicated a significant degree of ecosystem transformation against the background of cessation of exploitation.

Keywords: phytoplankton, technogenic water body, floristic analysis, ecological-geographical analysis, indicator species, graphical analysis, saprobity.

Krivina, E.S., Tarasova, N.G., 2020. The taxonomic and ecological-floristic characteristics of the phytoplankton of a technogenic reservoir after the cessation of industrial exploitation by the example of Lake Shlamonakopitelnoe (Samara Region, Russia). *Ecosystem Transformation* **3** (1), 27–39.

Introduction

Small urbanized water bodies have great environmental and aesthetic value. However, they are subject to a strong anthropogenic load; as a result, the cycles of their natural functioning are disrupted. In this regard, assessment of their condition, as well as monitoring and forecasting the changes is one of the urgent problems of modern ecology (Kleeberg, 2003).

The “technogenic” reservoirs are among the most vulnerable groups of such reservoirs, they are regularly or periodically exploited for industrial use (Ostvald, 1987; Spiridonov, 2006). Currently, some of them have already ceased to be necessary for industrial enterprises, so the action is underway to preserve and restore particular reservoirs (Anneville et al., 2002; Birch and McCaskie, 1999; Mingazova et al., 2014).

Nevertheless, there is an insufficient amount of data on the processes that occur during their self-cleaning, in particular when predicting the development of a "zero" recultivation scenario, during which self-restoring of disturbed ecosystems takes place without any anthropogenic impact (Spiridonov, 2006).

In the urban district of Togliatti, there is a chain of small urbanized reservoirs – the Vasilievskie Ozera lakes, – which appeared in late 1950s after the launching of the dam of the Zhigulevskaya hydroelectric station as a result of groundwater raising that filled up the natural depressions. In addition to the active use of these reservoirs for daily recreational purposes, summer cottages were built around some of them, some were used for fish aquaculture, and some of them were operated by the city industrial enterprises and used as receivers of TPP waste. As a result, some of the lakes have dried up or turned into ponds of the ephemeroid type. Practically, by the end of the 1990s, which coincided with the beginning of the studies of the Vasilievskie Ozera lake system by the Institute of Ecology of the Volga River Basin, only one of these lakes was preserved, namely, Lake Shlamonakopitelnoe, which had turned into an ephemeroid reservoir by 2004 (Krivina and Tarasova, 2017b; Protisty i bacterii..., 2009).

The research aims to study the features of the taxonomic structure of the phytoplankton of a technogenic reservoir after the cessation of industrial exploitation by the example of Lake Shlamonakopitelnoe.

Materials and methods

Lake Shlamonakopitelnoe is a small reservoir of natural origin from the Vasilievskie Ozera lake system, located on the north-eastern margin of the Togliatti urban district.

For a long time, this reservoir was actively exploited for technogenic purposes. Even until the 1990s, Lake Shlamonakopitelnoe was used as a receiver of ash and slag from the Togliatti TPP. Wastewater discharged into the reservoir contained phosphates, chlorides, iron, copper, sulfates, ammonia nitrogen, and petroleum products. Since 1992, the discharge of waste into the water bodies has been significantly reduced due to a decrease in the intensity of industrial production. Since 1994, as a result of the introduction of low-waste and resource-saving technologies, the waste volume dumping into the reservoir has decreased; and in 1996, the dumping has been stopped completely. Subsequently, due to a decrease in water level, the lake split into a number of shallow reservoirs with a depth of not more than a meter; it is now completely dry (Materialy otsenki vozdeystviya..., 2012; Ogurechnikova and Pimenov, 2012, 2015).

The environmental situation in the area of the Vasilievskie Ozera lake system has been influenced for a long time by the northern industrial hub of Togliatti, as well as horticultural and country cooperatives, which supplied and continue to supply biogenic elements to the local water bodies (Protisty i bacterii..., 2009; Ogurechnikova and Pimenov, 2012, 2015).

According to the outline of the water area, Lake Shlamonakopitelnoe belongs to type IV, oval (Litinsky, 1960). According to the main morphological indicators (Table 1), the reservoir may be classified as a small / very small lake (Kitaev, 1989).

The algological samples have been taken every 10 days from June through September 1991 and from May through October 1992; monthly, from May through October 2001.

The study of the lake phytoplankton was performed according to standard hydrobiological methods. Samples were taken with a Ruttner bathometer, fixed with a 40% formalin solution, and concentrated by direct filtration. Cell counting was carried out in Uchinskaya counting chamber (0.01 mL volume), the biomass was calculated by the method of reduced geometric figures (Metodika izucheniya..., 1975).

The algae classification is given in accordance with the recommendations of algologists of Papanin Institute of Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences (Borok), summarized in the work of L.G. Korneva (2015), and the system presented in (Wasser et al., 1989), which is a transformed system of M.M. Hollerbach (1977), where Cryptophyta, Dinophyta, and Raphidophyta are considered as independent phyla. The names of supraspecific taxa of diatoms are given according to the classification accepted in the book "Diatomovye vodorosli SSSR" (1988); Dinophyta, by J. Popovsky and L. Pfister (Popovsky and Pfiester, 1990), Chlorococcales order, according to P.M. Tsarenko (1990); green phytoflagellates, according to N.A. Moshkova and M.M. Gollerbakh (1986). The work took into account systematic revisions in floristic reports on cyanobacteria (Komárek and Anagnostidis, 1999, 2005). The names of species and intraspecific taxa of diatoms are presented according

Table. 1. Some morphometric indicators of Lake Shlamonakopitelnoe.

Study period	Geographic position	Area, m²	Length, m	Volume, m³	Average depth, m
1991–1992	N 53°52′12″, E 49°50′94″	205 024	596	307 536	1.5
2001		101 232	244	50 616	0.5

to the works of K. Krammer and H. Lange-Bertalot (Krammer and Lange-Bertalot, 1986, 1988, 1991a, b).

Ecological and geographical analysis of algoflora was carried out according to the data presented in the taxonomic keys, based on the most well-known and developed systems (Sládeček, 1973, 1986; Wegl, 1983), generalized for reservoirs of the Middle and Lower Volga River in the number of publications by the Institute of Ecology of the Volga River Basin (Fitoplankton Nizhney Volgi..., 2003; Protisty i bacterii..., 2009). If this information was absent in the sources cited above, the reference was made to literature data (Barinova and Medvedeva, 1996; Barinova et al., 2006; Davydova, 1985; Ekologicheskiye problemy..., 2001; Fitoplankton Nizhney Volgi..., 2003; Gerasimova, 1996; Korneva, 2015; Okhapkin, 1994; Okhapkin et al., 2003; Proshkina-Lavrenko, 1953).

The nature of the ecosystem transformation of the water bodies subjected to long-term technogenic exploitation was assessed according to the accepted methodology for graphic analysis modified for anthropogenically transformed aquatic ecosystems (Kolmar, 2006; Ostvald, 1987; Razumovsky and Moiseenko, 2009).

Results and discussion

Over the entire period of the study, 76 algal taxa of a rank lower than the genus have been found in the algal flora of the plankton of Lake Shlamonakopitelnoe, belonging to 7 phyla, 11 classes, 15 orders, 29 families, and 42 genera (Table 2).

The ratio of the species richness of the main algae phyla in the studied reservoir had a number of features that were not characteristic of many small reservoirs belonging to the basin of the Middle and Lower Volga River. Usually, in small reservoirs of this territory, most of the species, varieties and forms of algae belong to Chlorophyta and Bacillariophyceae, followed, as a rule, by Euglenophyta, less often, by Cyanobacteria (Gerasimova, 1996; Okhapkin et al., 2003; Fitoplankton Nizhney Volgi..., 2003; Protisty i bacterii…, 2009). In Lake Shlamonakopitelnoe, as in most water bodies, green algae dominated and accounted for 30% of the total number of species, varieties and forms. However, the diversity of Cyanobacteria was atypically high, having the second place in terms of species richness. The share of Cyanobacteria slightly exceeded that of diatoms and amounted up to 21% of the total species richness of planktonic algoflora in the studied reservoir. The diatoms accounted for 20%. The share of other algae phyla was significantly lower and, as a rule, did not exceed 10%: Cryptophyta, 10%; Streptophyta, 8%, Euglenophyta, 7%; Dinophyta, 4%. The unusually high share of cyanobacteria was probably associated with specific conditions in the reservoir formed under the influence of industrial exploitation.

A complete list of species, varieties and forms of algae found in Lake Shlamonakopitelnoe at different periods of the study, and their ecological and geographical characteristics are presented in Table 3.

During the exploitation of the reservoir as a waste pond for thermal power plants (hereinafter, 1991–1992), the species richness of planktonic algoflora was minimal (31 algae taxa of a rank lower than the genus). After the cessation of the technogenic and especially toxicogenic impact on the water body (hereinafter, 2001), the total number of species and intraspecific taxa of algae increased by 2.3 times and amounted to 71 species and intraspecific taxa of algae.

Changes were also noted in the taxonomic structure of algoflora (Table 4). In 1991–1992, planktonic algoflora of Lake Shlamonakopitelnoe could be characterized as cyanobacteria-diatom with a noticeable participation of Cryptophytes and Chlorophyta; in 2001, it was dominated by

Table 2. Taxonomic structure of phytoplankton of Lake Shlamonakopitelnoe in the terminal phase of succession.

Phylum	Number of taxa						
	Class	Order	Family	Genus	Taxa below the genus level		
					Species	Intraspecific taxa	Total
Cyanoprokaryota	2	3	7	11	16	0	16
Bacillariophyta	2	4	6	7	14	1	15
Cryptophyta	1	1	1	3	8	0	8
Dinophyta	1	2	2	3	3	0	3
Euglenophyta	1	1	1	2	4	1	5
Chlorophyta	3	3	10	13	23	0	23
Streptophyta	1	1	2	3	5	1	6
Total	**11**	**15**	**29**	**42**	**73**	**3**	**76**

Table 3. The species composition of phytoplankton in Lake Shlamonakopitelnoe in different periods of the study. List of designations characteristics by habitat: B – benthic, L – littoral, P – planktonic, P-B – planktonic-benthic; by geographical distribution: b – boreal, c – cosmopolitan, n-a – north-alpine, st – subtropical; by halobility: Hph – halophilic, Ind – indifferent, Ohb – oligohalobiont; in regard to the pH of the medium: Al – alkaliphilic + alkalibiont, Ind – indifferent, Ac – acidophilic + acidobiont; by saprobity: o – oligosaprobic, o-β – oligo-β-mesosaprobic, β-o – β-oligo-mesosaprobic, o-α – oligo-α-mesosaprobic, β – β-mesosaprobic, β-α – β-α-mesosaprobic, α-β – α-β-mesosaprobic, β-ρ – β-meso-polysaprobic, α – α-mesosaprobic. "?" – no data.

		Habitat	Geographic distribution	Halobility	pH	Saprobity	Occurrence	
							1991−1992	2001
	Class CHROOCOCCEAE							
	Order CHROOCOCCALES							
	Family SYNECHOCOCCACEAE							
PHYLUM CYANOPROKARYOTA	*Cyanothece aeruginosa* (Näg.) Komarék	L	c	Ind	?	o	−	+
	Family MERISMOPEDIACEAE							
	Aphanocapsa incerta (Lemm.) Croberg et Krámer	P	c	Ind	?	β	+	+
	Merismopedia tenuissima Lemm.	P	c	Ind	?	α	−	+
	Family MICROCYSTACEAE							
	Microcystis aeruginosa (Kütz.) Kütz.	P	c	Ind	Al	β	+	+
	M. pulverea (Wood) Forti emend. Elenk.	P	c	Ind	Al	o-α	+	+
	Family CHROOCOCCACEAE							
	*Chroococcus turgidus (*Kütz.) Näg.	L	c	Hph	?	o-β	−	+
	C. vacuolatus Skuja	B	b	Ind	?	?	+	−
	Class HORMOGONIOPHYCEAE							
	Order OSCILLATORIALES							
	Family PSEUDANABAENACEAE							
	Geitlerinema amphibium (Ag. ex Gom.) Anag.	P-B	c	Hph	?	o-α	−	+
	Limnotrix planctonica (Wolosz.) Meff.	P	c	Ind	?	β	+	+
	Pseudoanabaena mucicola (Hub.) Anag. et Komárek	P	c	Ind	?	o-β	+	+
	P. limnetica (Lemm.) Kom.	P-B	c	?	?	β-o	+	+
	Order NOSTOCALES							
	Family ANABAENACEAE							
	Anabaena flos-aquae (Lyngb.) Breb.	P	c	Ind	?	β	+	+
	A. planctonica Brunnth.	P	?	Hph	?	β-o	−	+
	A. variabilis Kütz.	B	c	Ind	?	β	−	+
	Anabaenopsis Raciborskia Wolosz.	P	st	?	?	?	−	+
	Family APHANIZOMENONACEAE							
	Aphanozomenon flos-aquae (L.) Ralfs.	P	c	Ind	?	β	+	+

		Habitat	Geographic distribution	Halobility	pH	Saprobity	Occurrence	
							1991–1992	2001
	Class CENTROPHYCEAE							
	Order THALASSIOSIRALES							
	Family THALASSIOSIRACEAE							
	Skeletonema subsalsum (Cl.-Euler) Bethge	P	c	Hph	?	β-α	–	+
	Family STEPHANODISCACEAE							
	Cyclotella radiosa (Grun.) Lemm.	P	c	Ind	Al	o-β	–	+
	C. stelligera Cl. et. Grun.	P	c	Ind	Al	β-o	+	+
	Stephanodiscus hantzschii Grun.	P	c	Ind	Al	α-β	+	+
	Order MELOSIRALES							
	Family AULACOSIRACEAE							
PHYLUM BACILLARIOPHYTA	*Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim.	P	c	Ind	Al	β-α	+	+
	Class PENNATOPHYCEAE							
	Order ARAPHALES							
	Family FRAGILARIACEAE							
	Fragilaria atomus Hust.	B	?	Ind	?	o	–	+
	F. ulna var. *acus* Sippen	P	c	Ind	Al	o-β	–	+
	Order RAPHALES							
	Family NAVICULACEAE							
	Navicula capitata var. *hungarica* (Grun.) Ross.	L	c	Ind	Al	β-α	+	+
	N. cincta (Ehr.) Ralfs	B	c	Hph	Al	α-β	–	+
	N. clementis Grun.	B	c	Ind	Al	o-β	–	+
	Family NITZSCHIACEAE							
	Nitzschia closterium (Ehr.) W. Sm.	P	c	Hph	?	?	–	+
	N. palea (Kütz.) W. Sm.	L	c	Ind	?	α	+	+
	N. paleacea Grun.	P	c	Ind	?	α	–	+
	N. pusilla Grun.	L	c	Ohb	Ind	β	+	+
	N. sublinearis Hust.	?	?	?	?	?	+	–
	Class CRYPTOMONADOPHYCEAE							
	Order CRYPTOMONADALES							
	Family CRYPTOMONADACEAE							
PHYLUM CRYPTOPHYTA	*Chroomonas acuta* Uterm.	P	c	Ind	?	β	+	+
	C. minima Czosn.	L	?	?	Ac	?	+	+
	Cryptomonas borealis Skuja	P	c	Ind	Ac	?	–	+
	C. caudata Schiller	P	c	Ind	?	?	+	+
	C. erosa Ehr.	P	c	?	?	β	–	+
	C. marssonii Skuja	P	c	Ind	Ind	β-o	+	+
	C. reflexa Skuja	P	c	Hph	?	β-o	+	+
	Rhodomonas lens Pasch. et Ruttn.	P	n-a	Ind	Ind	o-β	+	+

		Habitat	Geographic distribution	Halobility	pH	Saprobity	Occurrence	
							1991−1992	2001
	Class DINOPHYCEAE							
	Order GYMNODINILES							
	Family GYMNODINIACEAE							
PHYLUM DINOPHYTA	*Gymnodinium mitratum* Schiller	P	?	?	?	?	−	+
	Order PERIDINIALES							
	Family PERIDINIACEAE							
	Peridiniopsis elpatiewsky (Ostenfeld) Bourrelly	P	?	?	?	?	−	+
	Peridinium aciculiferum Lemm.	P	?	?	?	?	−	+
	Class EUGLENOPHYCEAE							
	Order EUGLENALES							
	Family EUGLENACEAE							
PHYLUM EUGLENOPHYTA	*Euglena minima* France	L	?	?	?	o	−	+
	E. limnophyla var. *swirenkoi* (Arnold.) Popova	L	c	Ind	?	?	−	+
	Trachelomonas hispida (Perty) emend. Defl.	P	c	Ind	Ind	β	−	+
	T. vas Defl.	P	?	?	Ac	?	+	+
	T. volvocina Ehr.	P	c	Hph	Ind	β	+	−
	Class CHLOROPHYCEAE							
	Order CHLOROCOCCALES							
	Семейство CHARACIACEAE							
	Schroederia setigera (Schrod.) Lemm.	P	c	Ind	?	o-α	+	+
	Family GOLENKINIACEAE						−	−
	Golenkinia radiata Chod.	P	c	Ind	?	o-α	−	+
	Family BOTRYOCOCCACEAE						−	−
	Dictyosphaerium subsolitarium von Goor	P	c	Ind	?	?	−	+
	Family OOCYSTACEAE							
	Lagerheimia genevensis (Chod.) Chod.	P	c	Ind	?	β	−	+
	Oocystis submarina Lagerh.	P	c	Hph	?	?	+	+
	Family CHLORELLACEAE							
	Monoraphidium arcuatum (Korsch.) Hind.	P-B	c	?	?	β	+	+
	M. circinale (Nyg.) Nyg.	P	?	Ind	Al	?	+	−
	M. contortum (Thurn.) Kom.-Legn.	P	c	Ind	?	β	−	+
	M. griffithii (Berk.) Kom.-Legn.	P	c	Ind	?	β	−	+

		Habitat	Geographic distribution	Halobility	pH	Saprobity	Occurrence	
							1991−1992	2001
	Class CHLOROPHYCEAE							
	Order CHLOROCOCCALES							
	Family COELASTRACEAE							
PHYLUM CHLOROPHYTA	*Coelastrum microporum* Näg. in A. Br.	P	c	Ind	Ind	β	−	+
	Family SCENEDESMACEAE							
	Crucigenia tetrapedia (Kirchn.) W. et G. S. West	P	c	Ind	Ind	β	−	+
	Didymocystis planctonica Korsch.	P	c	Ind	?	β	−	+
	Scenedesmus falcatus Chod.	P	c	Ohb	Al	β	−	+
	S. intermedius (R. Chod.) Hegew	P-B	c	?	?	β	−	+
	S. obliquus (Turp.) Kütz.	P-B	c	?	?	β-ρ	+	−
	S. protuberans Fritsch	P	c	Ind	Ind	?	−	+
	S. quadricauda (Turp.) Bréb.	P	c	Ohb	Ind	β	−	+
	Class CHLAMYDOPHYCEAE							
	Order CHLAMYDOMONADALES							
	Family CHLAMYDOMONADACEAE							
	Carteria globosa Korsch.	P	c	Ind	?	?	−	+
	C. multifilis (Fres.) Dill.	P	c	Ind	?	β-α	−	+
	Chlamydomonas globosa Snow.	P	c	Ohb	?	β	+	+
	C. simplex Pasch.	P	c	Ind	?	α	−	+
	Family PHACOTACEAE						−	−
	Pteromonas aculeata Lemm.	P	c	Ind	?	β	−	+
	Class ULOTRICHOPHYCEAE							
	Order ULOTRICHALES							
	Family ULOTROCHACEAE							
	Koliella longiseta (Vischer) Hind.	P	c	Ind	?	β	−	+
	Class CONJUGATOPHYCEAE							
	Order DESMIDIALES							
PHYLUM STREPTOPHYTA	**Family CLOSTERIACEAE**							
	Closterium acutum (Lyngb.) Bréb. var. *acutum*	P	c	Ind	?	β-o	+	+
	C. acutum var. variabile (Lemm.) Krieg.	B	?	?	?	β	−	+
	Family DESMIDIACEAE							
	Cosmarium abbreviatum W. et G.S. West	P	c	?	?	?	−	+
	C. margaritiferum Menegh.	B	c	Ind	?	?	−	+
	C. rectangulare Grun.	L	c	?	?	?	−	+
	Staurastrum tetracerum Ralfs	P	c	Ind	?	o	−	+

Chlorophyta and Cyanobacteria with a noticeable share of diatoms, which was closer to the natural taxonomic composition of planktonic algoflora of small water bodies (Korneva, 2015; Krivina and Tarasova, 2017a, b; Protisty i bacterii..., 2009).

During the period from 1991−1992 to 2001, there was an increase in the number of algae species capable for a mixotrophic type of nutrition (Cryptophyta, Dinophyta, Euglenophyta, a number of diatoms and Chlorophyta) in the studied reservoir along with an increase in the total species richness of algoflora, although Dynophyta was totally absent in the reservoir in 1991−1992. Probably, the cessation of the severe technogenic impact on the lake resulted also for the start of the destructive processes, when organic matter available for the feeding of mixotrophic algae began to appear; the number of bacteria, also served as the food items, increased as well (Balashova et al., 1989; Kopylov and Kosolapov, 2011).

The saturation level of large taxonomic ranks of planktonic algoflora (orders and families) of the studied reservoir calculated by applying the floristic coefficients (Shmidt, 1980, 1984) has increased from 1991 to 2001 (Fig. 1). This reflects the increase in the complexity of the taxonomic structure of the plankton community in the reservoir, and thus it is a positive sign of the transformation of the ecosystem of the reservoir after the cessation of industrial exploitation. However, the level of genus and species richness was low at each period of the study, when most of the species and genera of the planktonic algoflora were presented by one or two representatives only. This allows us to suggest that, despite the general positive dynamics, “harsh” living conditions with clearly pronounced processes of anthropogenic eutrophication remained up to 2001, which was also noted for other reservoirs in the Vasilievskie Ozera lake system (Okhapkin et al., 2003; Protisty i bacterii..., 2009; Trifonova, 1990).

Planktonic algoflora of Lake Shlamonakopitelnoe was characterized by a high level of species specificity in each study period. The Sørensen’s similarity coefficient (K_s) between the algocenoses during the period of intensive industrial exploitation (1991–1992) and after its cessation (2001) was low and amounted to 44%. The level of succession of algae species was also low (28%). The complex of successive species and intraspecific taxa comprised 22 algae species. The succession rate the most taxonomically significant divisions was 58% for cyanobacteria, diatoms, 38%, Chlorophyta, 22%.

A graphical analysis of the dominance curves of the number of particular phytoplankton species was applied in accordance with the accepted methodology (Kolmar, 2006; Ostvald, 1987; Razumovsky and Moiseenko, 2009) in order to assess the degree of transformation of the taxonomic structure of Lake Shlamonakopitelnoe phytoplankton from 1991 to 2001. In the study period, the spatiotemporal transformation of taxonomic proportions occurred according to the type of generation of the resulting lines with a single localization center (Fig. 2), i.e. the transformation was in the active phase.

The equations of the resulting lines according to the power dependence $Y = k_i X^a$ between the values of X (taxon order) and Y (its relative abundance) obtained in the logarithmic coordinate system are presented in Table 5. The change in the values of the a_i parameter from 1991 to 2001 demonstrates the weakening of the negative impact on the ecosystem. A decrease in the k_i coefficient indicates an increase in the number of taxa supporting the ecological stability of an aquatic ecosystem and a decrease in the allowable lower threshold for their relative abundance, i.e., the ecosystem stability over time and its ability to withstand external adverse environmental factors are gradually increasing (Kolmar, 2006; Razumovsky and

Table 4. The role of the major phyla in forming the taxonomic structure of the phytoplankton of the Lake Shlamonakopitelnoe at various stages of the study. Numbers left to slash indicate the number of taxa below the genus level, right to slash, % of the total number of species, varieties, and forms of algae.

Phylum	1991−1992	2001
Cyanoprokaryota	9/29	15/21
Bacillariophyta	7/23	14/20
Cryptophyta	6/19	8/11
Dinophyta	0/0	3/4
Euglenophyta	2/7	4/6
Chlorophyta	6/20	21/30
Streptophyta	1/3	6/9
Total	**31**	**71**

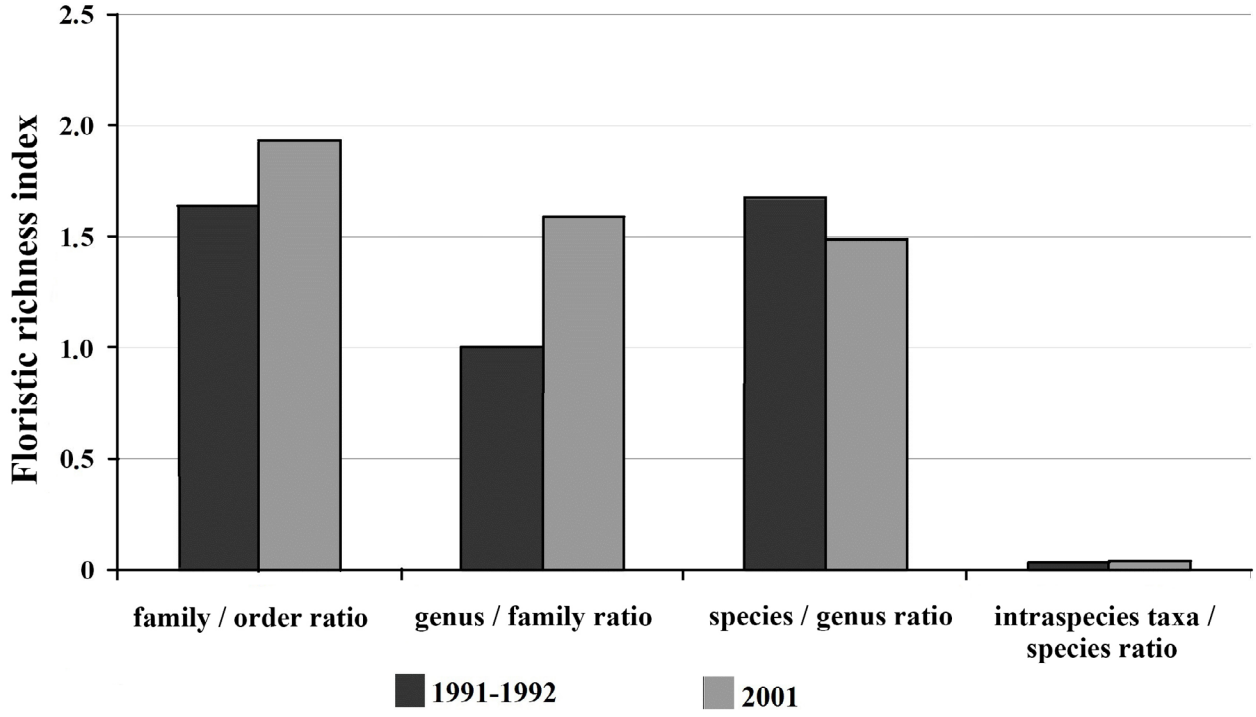

Fig. 1. The floristic richness index of the different taxonomic ranks of plankton algal flora of Lake Shlamonakopitelnoe.

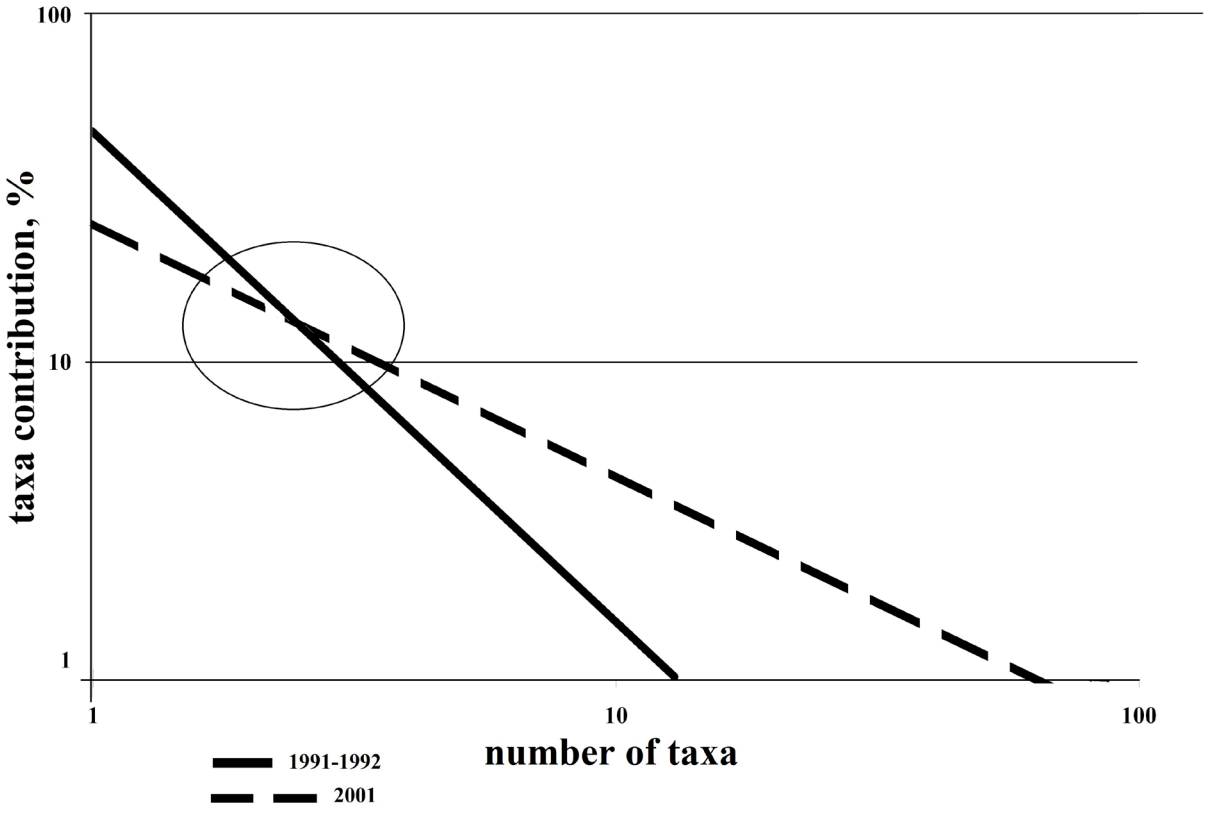

Fig. 2. Graphical analysis of transformation of the taxonomic structure of phytoplankton in Lake Shlamonakopitelnoe in 1991–1992 and in 2001 in the logarithmic coordinate system.

Table 5. Equations of the resulting lines of transformation of the taxonomic structure of phytoplankton in Lake Shlamonakopitelnoe in 1991–1992 and in 2001.

Years	Equation	Determination coefficient R^2
1991–1992	$y = 46.21x^{-1.41}$	0.859
2001	$y = 26.47x^{-0.53}$	0.895

Table 6. Ecological and geographical characteristics of phytoplankton of Lake Shlamonakopitelnoe in different periods of the study. Designations are given in Table 3.

	1991–1992	2001
Habitat		
B	1	6
L	4	9
P	22	52
P-B	3	4
Total	**30**	**71**
Halobility		
Hph	3	8
Ind	20	45
Ohb	2	4
Total	**25**	**57**
Geographic distribution		
b	1	0
c	25	60
n-a	1	1
st	0	1
Total	**27**	**62**
pH		
Al	7	11
Ind	4	8
Ac	2	3
Total	**13**	**22**

Moiseenko, 2009). This is undoubtedly a positive sign of spontaneous transformation of the ecosystem after the termination of technogenic press.

Therefore, it can be assumed that the ecosystem transformation was positive and could ultimately lead to a stable ecological equilibrium of the lake ecosystem if the intensive siltation of groundwater sources and, as a consequence, subsequent shallowing and transformation of the reservoir into an ephemeroid type did not take place.

Despite a significant increase in species richness, ecological and geographical analysis did not reveal significant differences between the main characteristics of the planktonic algoflora of Lake Shlamonakopitelnoe in 1991–1992 and in 2001. Most of the registered species, varieties and forms of algae belonged to planktonic organisms in regard to the traditional habitat (73% of the number of associated intra-genus taxa in 1991–1992 and in 2001, Table 6); the share of littoral forms was also noticeable (13% and 12% in 1991–1992 and in 2001, respectively).

Most species, varieties and forms of algae were characterized by a wide geographical distribution (93% and 97% of the number of algae taxa of a rank lower

than the genus, for which their geographical distribution is known, in 1991–1992 and 2001, respectively).

In regard to water salinity, most algae were indifferent species (80% in 1991–1992 and 79% in 2001). The share of halophilic (12% and 14%) and oligohalobic organisms (8% and 7%) was noticeable.

In regard to the pH of the medium, alkaliphilic species, varieties, and forms dominated, which amounted to 54% in 1991–1992 and 50% in 2001 of the total species number, for which the preferable pH range is known. The share of the indifferent forms was also noticeable: 31% in 1991–1992 and 36% in 2001.

The species indicating different degrees of organic pollution of the water bodies belonged to 24 taxa of a rank lower than the genus in 1991–1992 and to 54 taxa in in 2001. Most saprobic algae belonged to β-mesosaprobes, i.e. the indicator species of medium degree of organic pollution (42% in 1991–1992 and a similar share in 2001). The indicator species of a low degree of organic pollution accounted for 38% in 1991–1992 and 37% in 2001; high degree, 20% in 1991–1992 and 21% in 2001.

Conclusions

The cessation of the commercial exploitation of the reservoir contributed to a significant increase in the species richness of the plankton algae of Lake Shlamonakopitelnoe at the level of all taxonomic ranks and to an increase of the number of polytypic genera. This allows us to suggest that the nature of the transformation of the phytoplankton community was positive, and the ecosystem of the reservoir, even after long-term technogenic and especially toxicogenic effects, had great potential for self-healing and self-purification.

The high species specificity of algoflora and the low level of species continuity during the period of intensive industrial exploitation (1991–1992) and after its termination (2001) indicate a significant transformation of the ecosystem against the background of the termination of industrial exploitation, while the taxonomic composition of the planktonic algoflora of this reservoir started to approach the floristic type usual for this region.

References

Anneville, O., Ginot, V., Angeli, N., 2002. Restoration of Lake Geneva: Expected versus observed responses of phytoplankton to decreases in phosphorus. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* **7**, 67–80.

Balashova, N.V., Nikitin, N.V., 1989. Priroda Leningradskoy oblasti: Vodorosli [Nature of the Leningrad Oblast: Algae]. Lenizdat, Leningrad, USSR, 92 p. (In Russian).

Barinova, S.S., Medvedeva, L.A., 1996. Atlas vodorosley-indikatorov saprobnosti (Rossiyskiy Dalniy Vostok) [Atlas of the indicator algae species of saprobity (Russian Far East)]. Dalnauka, Vladivostok, Russia, 364 p. (In Russian).

Barinova, S.S., Medvedeva, L.A., Anisimova, O.V., 2006. Bioraznoobraziye vodorosley-indikatorov okruzhayushchey sredy [Biodiversity of algae species serving as the indicators of the environment]. Pulies Studio, Tel-Aviv, Israel, 498 p. (In Russian).

Birch, S., McCaskie, J., 1999. Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia* **395/396**, 365–377.

Davydova, N.N., 1985. Diatomovye vodorosli – indikatory prirodnykh usloviy vodoyemov v golotsene [Diatoms used as indicator species of natural conditions in the water bodies in Holocene]. Nauka, Leningrad, USSR, 244 p. (In Russian).

Diatomovye vodorosli SSSR (iskopayemyye i sovremennyye). T. 2, vyp. 1 [Diatoms of the USSR (fossils and modern). Vol. 2, Iss. 1], 1988. Glezer, V.I. et al. (eds.). Nauka, Leningrad, USSR, 116 p. (In Russian).

Ekologicheskiye problemy Verkhney Volgi [Ecological problems of the Upper Volga], 2001. Kopylov, A.I. (ed.). Yaroslavl State Technical University, Yaroslavl, Russia, 427 p. (In Russian).

Fitoplankton Nizhney Volgi. Vodokhranilishcha i nizovye reki [Phytoplankton of the Lower Volga River. Reservoirs and lower reaches of the river], 2003. Trifonova, I.S. (ed.). Nauka, Saint-Petersburg, Russia, 231 p. (In Russian).

Gerasimova, N.A., 1996. Fitoplankton Saratovskogo i Volgogradskogo vodokhranilishch [Phytoplankton of Saratov and Volgograd reservoirs]. Institute of Ecology of the Volga River Basin, Togliatti, Russia, 200 p. (In Russian).

Gollerbakh, M.M., 1977. Vodorosli i ikh otlichiya ot drugikh rasteniy [Algae and their differences from other plants]. In: Gollerbakh, M.M. (ed.), *Zhizn' rasteniy. T. 3 [Plant life. Vol. 3]*. Prosveshcheniye, Moscow, USSR, 7–9. (In Russian).

Kitaev, S.P., 1989. Ekologicheskiye osnovy bioproduktivnosti ozer ozer raznykh prirodnykh zon [Ecological bases of bioproductivity of lakes of different natural zones]. Nauka, Moscow, USSR, 207 p. (In Russian).

Kleeberg, A., 2003. Re-assessment of Wundsch's (1940) "H_2S-Oscillatoria-lake"type using the eutrophic lake Scharmutzel (Brandenburg, NE Germany) as an example. *Hydrobiologia* **501**, 1–5.

Kolmar, A., 2006. Geografiya i monitoring bioraznoobraziya [Geography and monitoring of biodiversity]. Moscow, Russia, 379 p. (In Russian).

Komárek, J., Anagnostidis, K., 1999. Cyanoprocaryota 1. Teil: Chroococcales. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19/1. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland, 548 S. (In German).

Komárek, J., Anagnostidis, K., 2005. Cyanoprocaryota 2. Teil: Oscillatoriales. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19/2. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland, 759 S. (In German).

Kopylov, A.I., Kosolapov, D.B., 2011. Mikrobnaya "petlya" v planktonnykh soobshchestvakh morskikh i presnovodnykh ekosistem [Microbial "loop" in plankton communities of marine and freshwater ecosystems]. KnigoGrad, Izhevsk, Russia, 330 p. (In Russian).

Korneva, L.G., 2015. Fitoplankton vodokhranilishch basseyna Volgi [Phytoplankton of reservoirs of the Volga River basin]. Kostromskoy Pechatnyi Dom, Kostroma, Russia, 284 p. (In Russian).

Krammer, K., Lange-Bertalot, H., 1986. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 2/1, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland, 876 S. (In German).

Krammer, K., Lange-Bertalot, H., 1988. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 2/2. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland, 596 S. (In German).

Krammer, K., Lange-Bertalot, H., 1991a. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 2/3. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland, 576 S. (In German).

Krammer, K., Lange-Bertalot, H., 1991b. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae, kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 2/4. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland, 437 S. (In German).

Krivina, E.S., Tarasova, N.G., 2017a. Osobennosti raspredeleniya planktonnykh vodorosley v stratifitsirovannom vodoyeme (na primere oz. Prudovikov, g.o. Toliatti) [Features of the distribution of planktonic algae in a stratified reservoir (on the example of Lake Prudovikov, Togliatti]. *Voda: khimiya i ekologiya [Water: Chemistry and Ecology]* **9**, 55–63. (In Russian).

Krivina, E.S., Tarasova, N.G., 2017b. Transformatsiya algoflory tekhnogennykh ozer (na primere g. Toliatti) [Transformation of the algal flora of anthropogenic lakes (by the example of Togliatti)]. *Voda i ekologiya: problemy i resheniya [Water and Ecology: Problems and Solutions*] **3** (71), 13–34. (In Russian).

Litinsky, Yu.B., 1960. Nekotoryye voprosy geomorfologii ozer Karelskogo regiona [Some issues of geomorphology of lakes of the Karelian region]. In: Grigor'ev, S.V. (ed.), *Materialy po gidrologii (limnologii) Kareliii [Materials on Hydrology (Limnology) of the Republic of Karelia*]. Proceedings of the Karelian Branch of USSR AS **27**, 10–59. (In Russian).

Materialy otsenki vozdeystviya na okruzhayushchuyu sredu pri realizatsii namechayemoy deyatelnosti: stroitelstvo ochistnykh sooruzheniy smeshannogo potoka stochnykh vod predpriyatiy Severnogo promuzla (SPU) g. Toliatti v rayone reguliruyushchey emkosti [Materials of environmental impact assessment in the implementation of the planned activity: construction of treatment facilities of mixed waste water flow of enterprises of the Northern Industrial Complex (NIC) of Togliatti in the area of regulatory capacity], 2012. Pimenov, A.A. (ed.). Samara State Technical University, Samara, Russia, 10 p. (In Russian).

Metodika izucheniya biogeotsenozov vnutrennikh vodoemov [Methodology for the study of biogeocenoses of inland waters], 1975. Mordukhai-Boltovskoy, F.A. (ed.). Nauka, Moscow, USSR, 240 p. (In Russian).

Mingazova, N.M., Derevenskaya, O.Yu., Balagushkin, O.V., Pavlova, L.R., Nabieva, E.G., Galeev, A.I., Shigapov, I.S., Zaripova, N.R., Zamaletdinov, R.I., Mingaleev, R.R., 2014. Inventarizatsiya i ekologicheskaya pasportizatsiya vodnykh obyektov kak sposob sokhraneniya i optimizatsii ikh sostoyaniya [Inventory and environmental certification of water bodies as a way to preserve and optimize their condition]. *Astrakhanskiy vestnik ekologicheskogo obrazovaniya [Astrakhan Herald of Ecological Education]* **2** (28), 37–43. (In Russian).

Moshkova, N.A., Gollerbakh, M.M., 1986. Zelenyye vodorosli. Klass Ulotriksovyye. Opredelitel presnovodnykh vodorosley SSSR, T. 10 (1) [Green algae. Class Ulotrichales. The taxonomic key of freshwater algae of the USSR, Vol. 10 (1)], 1986. Nauka, Leningrad, USSR, 360 p. (In Russian).

Ogurechnikova, M.A., Pimenov, A.A., 2012. Ob ispolzovanii aktivnykh ilov dlya ochistki stochnykh vod [On the use of activated sludge for wastewater

treatment]. Samara State Technical University, Samara, Russia, 94 p. (In Russian).

Ogurechnikova, M.A., Pimenov, A.A., 2015. O sovremennom sostoyanii ryada tekhnogennykh vodoyemov Samarskoy oblasti [On the current state of a number of technogenic reservoirs of the Samara Oblast]. Samara State Technical University, Samara, Russia, 94 p. (In Russian).

Okhapkin, A.G., 1994. Fitoplankton Cheboksarskogo vodokhranilishcha [Phytoplankton of the Cheboksary reservoir]. Institute of Ecology of the Volga River Basin, Togliatti, Russia, 275 p. (In Russian).

Okhapkin, A.G., Yulova, G.A., Startseva, N.A., 2003. Taksonomicheskoye raznoobraziye i struktura algoflory planktona malykh vodoyemov urbanizirovannykh territoriy [Taxonomic diversity and structure of the algal flora of the plankton of small water bodies in urbanized areas]. *Biologiya vnutrennikh vod [Inland Water Biology]* **2**, 51–58. (In Russian).

Ostvald, G., 1987. Osobennosti funktsionirovaniya antropogenno transformirovannykh vodoyemov [Features of functioning of the anthropogenically transformed water bodies]. Moscow, USSR, 296 p. (In Russian).

Popovský, J., Pfiester, L.A., 1990. Dinophyceae (Dinoflagellida). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 6. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland, 272 S. (In German).

Proshkina-Lavrenko, A.I., 1953. Diatomovyye vodorosli – pokazateli solenosti vody. Diatomovyy sbornik. Vyp. I [Diatoms as indicators of water salinity. Diatom collection. Issue I]. In: Proshkina-Lavrenko, A.I., Sheshukova, V.S. (eds.), Leningrad State University, Leningrad, USSR, 187–205. (In Russian).

Protisty i bakterii ozer Samarskoy oblasti [Protists and bacteria of the lakes of the Samara Region, 2009]. Zharikova, V.V. (ed.). Cassandra, Togliatti, Russia, 240 p. (In Russian).

Razumovsky, L.V., Moiseenko, T.I., 2009. Otsenka prostranstvenno-vremennykh transformatsiy ozernykh ekosistem metodom diatomovogo analiza [Estimation of space-time transformations of lake ecosystems by diatom analysis]. *Doklady Akademii Nauk. Obschaya biologiya [Doklady Biological Sciences]* **429** (3), 274–277. (In Russian).

Shmidt, V.M., 1980. Statisticheskiye metody v sravnitelnoy floristike [Statistical methods in comparative floristic plant biology]. Nauka, Leningrad, USSR, 176 p. (In Russian).

Shmidt, V.M., 1984. Matematicheskiye metody v botanike [Mathematical methods in botany]. Leningrad State University, Leningrad, USSR, 288 p. (In Russian).

Sládeček, V., 1973. System of water quality from the biological point of view. *Achieves für Hydrobiologie – Beiheft Ergebnisse der Limnologie* **7**, 1–218.

Sládeček, V., 1986. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* **14** (5), 555–566.

Spiridonov, S.N., 2006. Rol' tekhnogennykh vodoyemov v formirovanii urbanizirovannykh landshaftov [The role of technogenic reservoirs in the formation of urban landscapes]. Moscow, Russia, 144 p. (In Russian).

Trifonova, I.S., 1990. Ekologiya i suktsessiya ozernogo fitoplanktona [Ecology and succession of the lake phytoplankton]. Nauka, Leningrad, USSR, 183 p. (In Russian).

Tsarenko, P.M., 1990. Kratkiy opredelitel khlorokokkovykh vodorosley Ukrainskoy SSR [A brief taxonomic key of chlorococcal algae of the Ukrainian SSR]. Naukova Dumka, Kiev, USSR, 208 p. (In Russian).

Vasser, S.P., Kondratyeva, N.I., Masyuk, N.P., Palamar'-Mordvintseva, G.M., Vetrov, I.Z., Kordyum, E.L., Moshkova, N.A. Prikhod'kova, L.P., Kovalenko, O.V., Stupin, V.V., Tsarenko, P.M., Yunger, V.P., Radchenko, M.I., Vinogradova, O.N., Bukhtiyarova, L.N., Razumna, L.F., 1989. Vodorosli. Spravochnik [Algae. Handbook]. Naukova Dumka, Kiev, USSR, 608 p. (In Russian).

Wegl, R., 1983. Index für die Limnosaprobität. *Wasser und Abwasser* **3** (26), 175. (In German).

Трансформация экосистем
Ecosystem Transformation
www.ecosysttrans.com

Technoecosystem of the cooling pond of the South Ukrainian Nuclear Power Plant: group dynamics and transformation

Tatyana N. Novoselova*, Anzhelika A. Sylaieva, Yuliya F. Gromova, Tanita I. Menshova, Irina A. Morozovskaya, Aleksandr A. Protasov

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, 04210 pr. Geroev Stalingrada, 12, Kiev, Ukraine

**labtech-hb@ukr.net*

Received: 12.11.2019
Accepted: 14.01.2020
Published online: 17.02.2020

DOI: 10.23859/estr-191112
UDC 574.5 (28)

ISSN 2619-094X Print
ISSN 2619-0931 Online

Translated by S.V. Nikolaeva

The results of long-term complex hydrobiological studies of the cooling pond of the South Ukrainian Nuclear Power Plant (SU NPP) are presented. The abundance of zoo- and phytoplankton increased until 1984–1985, and then in the summer of 1986, against a background of extremely high temperatures in the reservoir, there was a significant (32-fold) drop in the mean biomass of phytoplankton, coinciding with the minimum abundance of zooplankton. In subsequent years, the abundance of these groups recovered, but has not reached previous levels. At present, the zooplankton contains a considerable amount of thermophilic species. Research in recent years indicates that the zooperiphyton is dominated by the invasive gastropods *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) and *Terebia granifera* (Lamarck, 1822). In the epiliton, the number of LDT (lowest determined taxa) and groups of invertebrate was more than double that in the epiphyton (17 and 7, respectively). At the first stages of the development of the pond ecosystem, the periphyton communities were dominated by zebra mussel *Dreissena polymorpha* Pall. These communities were eliminated as temperature increased, and after the commissioning of the NPP, the second and third power units were not completely restored in the environment of a constantly high thermal load. Over years, with the formation of bottom biotopes, the abundance of zoobenthos increased, and with an increase in the technogenic load, it decreased. At the present stage, the zoobenthos is impoverished (9 taxa) and is dominated by mainly juvenile tubificids.

Keywords: technogenic succession, phytoplankton, zooplankton, zoobenthos, zooperiphyton, gastropods, invaders, river Southern Bug.

Novoselova, T.N., Sylaieva, A.A., Gromova, Yu.F., Menshova, T.I., Morozovskaya, I.A., Protasov, A.A., 2020. Technoecosystem of the cooling pond of the South Ukrainian Nuclear Power Plant: group dynamics and transformation. *Ecosystem Transformation* **3** (1), 40–54.

Introduction

The phenomenon of ecological succession, a process of orderly and predictable changes in the structurally functional organization of a community, is characteristic of all ecosystems. However, for technoecosystems, anthropogenic effects are at least as important as natural processes. The effect depends on design features, the nature of operation of various water supply and water management systems of industrial facilities, power plants, etc. (Beznosov and Suzdaleva, 2005; Protasov et al., 2011). The hydrobiological regime of cooling ponds that are part of the technoecosystems of nuclear power plants and thermal power plants is influenced by such factors as changes in the hydrodynamic regime, the supply of additional heat, the influx of organic and inorganic substances with recharged water and the discharge of wastewater (Protasov and Silaeva, 2012; Protasov et al., 1991; 1994, 2011; Zdanowski and Protasov, 1998). In addition, processes related to climate change are currently of some importance. The abundant development of some aquatic organisms can cause biological hindrances in the operation of the technical systems of a power plant (Protasov et al., 2009).

The purpose of this work is to establish the direction in the changes in a technoecosystem of the cooling pond of a nuclear power plant under conditions of technological succession.

Materials and methods

The cooling pond (CP) of the SU NPP was constructed on the Tashlyk River (the left tributary of the Southern Bug River, 35 km south of the city of Pervomaisk) by building a dam and filling it in 1979–1980 with the water of the Southern Bug River. At a normal retaining level, according to design data, the area of the reservoir is 8.6 km^2, the volume is 86.0 million m^3. The reservoir is of canyon type; the greatest depth (up to 46 m) is measured near the dam. In the central part of the reservoir and in the upper reaches, depths of 13–15 m prevail. To reduce wave abrasion, the shores are reinforced with a stone dump. Additional pumping of water is carried out from the Southern Bug River. Since 2004, continuous flushing of the CP has been carried out with the discharge of water into the Southern Bug River (water flow in this case is 0.5 m^3/s). The station operates three power units with a capacity of 1000 MW each with VVR-1000 reactors, put into operation in 1982, 1985 and 1989. Cooling water is supplied through intake channels (IC). To drain the heated circulating water there is a short discharge channel (about 600 m). In 2017, a dam and a “thermal curtain” of about 500 m long, made of polymer material, were constructed near its exit. The curtain is suspended on pontoons from the water surface to the bottom directing the flow of heated water toward the head of the reservoir.

Hydrobiological studies at water bodies of the power complex of the SU NPP have been conducted more or less regularly since the early 1980s. The last sampling and observation was in July 2018. For the retrospective analysis we used our own, literary and archival materials (WaCo hydrobiological database of

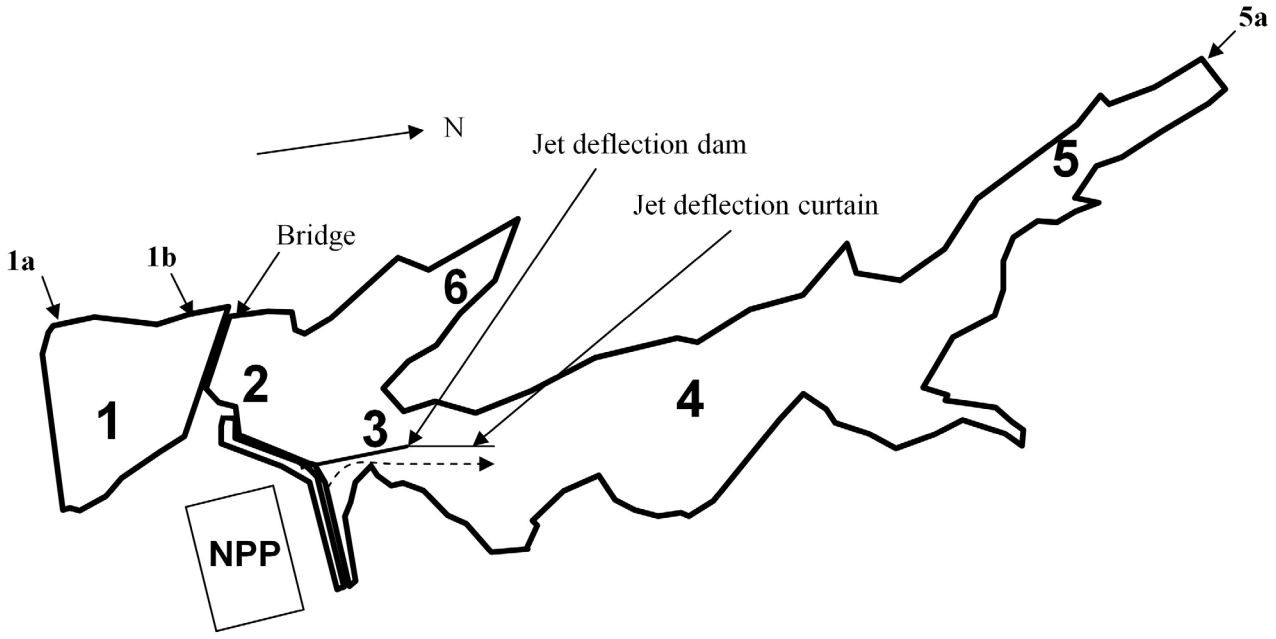

Fig. 1. Scheme of the cooling pond of the South Ukrainian NPP: 1 – dam area, 2 – area of entry into intake channel, 3 – area of outlet of discharge channel behind thermal jet deflection curtain, 4 – middle part of cooling pond, 5 – upper part of cooling pond, 6 – corner of large bay. Dashed arrow indicates direction of heated water discharge.

the Hydrobiology Technical Group of the Institute of Hydrobiology of NASU).

In the pelagic part of the reservoir, samples of phyto- and zooplankton were taken over the entire water area (Fig. 1): phytoplankton from the surface horizon with a bathometer, zooplankton using the total fishing method of Apstein net (mesh size 80 μm) from a depth of 3 m to the water surface. At the time of sampling, we measured the water temperature and transparency using a Secchi disk. Zoobenthos sampling was carried out at the same stations at a depth of 6.0 to 8.0 m, as well as at coastal areas in the upper reaches (stations 5 and 5a) and in a large bay (station 6) at a depth of 0.6–1.1 m (Fig. 1). Soils in the South Ural NPP are currently represented by silted clay with a significant number of shells of the gastropods *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) and *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822).

Zooperiphyton was studied on solid substrates (epiliton) on the stone enforcement structure of the dam (station 1a), the shore of the CP (1b), and near the exit of the discharge channel, as well as on the stalks of the southern reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud, 1820 (epiphyton).

To determine the taxonomic composition, biomass, and abundance, generally accepted standard research methods were used (Arsan et al, 2006). When describing the taxonomic composition, the term “the lowest determined taxon” (LDT) was used, the designation of taxa of both species and higher rank, defined in accordance with the identification capabilities. The names and systematic affiliation of phytoplankton taxa are cited according to the Algaebase database (www.algaebase.org). The number and biomass of epiphyton were calculated over the area of the plant substrate.

The similarity of taxonomic composition was evaluated by Sørensen and Smirnov coefficients (Pesenko, 1982). The Smirnov coefficient was also used to calculate the originality of the LDT composition (t_{xx}). Coefficient of variation (CV) was used to assess the heterogeneity of the distribution of plankton and zoobenthos indicators over the water area (Plokhinsky, 1970). The species diversity (LDT diversity) was evaluated using the Shannon index (Pesenko, 1982). The taxonomic diversity of hydrobiont groups (Protasov, 2002) was calculated by the LDT number in taxonomic groups using Shannon’s index.

Results and discussion

During the research period in 2018, two nuclear power units were operating. Near the exit of the discharge channel, the temperature reached 41.2 °C, while in the rest of the water area it varied within 32.7–35.4 °C. Water temperature in the Southern Bug River in this period was 26.6–27.5 °C. Water transparency indicators ranged from 0.65 to 1.50 m. The minimum values were recorded from the “cold” side of the thermal curtain near the exit of the discharge channel, the maximum values were recorded near the dam.

Water in the CP was characterized by relatively high pH values; near the dam (station 1), this indicator varied from 8.63 at the surface to 8.42 at a depth of 30 m. In the rest of the water area in the surface layer, its value varied from 8.60 to 8.77, with the maximum at the upper reaches of CP (station 5).

The amount of dissolved oxygen in the dam area at a depth of 0.5 to 30.0 m was quite high: 7.20–7.68 mg O_2/dm^3.

A characteristic feature of CP of the SU NPP is a high content of sulfate ions in water (Table 1). For comparison, their content in the Zaporizhia NPP was about 70 mg/dm^3, and in the Khmelnitsky NPP it reached 130 mg/dm^3 (2018, according to the ecological and chemical laboratories of the NPP).

High dry solids (Table 1) indicated high salinity. According to the data provided by the Ecological and Chemical Laboratory of the SU NPP, in terms of mineralization, the CP is borderline oligohaline to β-mesohaline brackish water basin, and in terms of the concentration of main ions it belongs to type II, sulfate class, and sodium group (S^{Na}_{II}).

The content of nutrients (nitrogen and phosphorus) in the CP was relatively low (mesotrophic to eutrophic waters). The organic matter content in water (according to the indicators of permanganate oxidizability, PO) was also low, which corresponds to mesoeutrophic waters (Table 1).

In 2018, **the phytoplankton** of the CP included 52 LDT algae of five phyla. The richest phytoplank-

Table 1. Hydrochemical indicators in the cooling ponds of the South Ukrainian NPP, July 2018.

Station	pH	Sulfates, mg/dm^3	Dry residue, mg/dm^3	$NH4^+$, mg N/dm^3	NO_2^-, mg N/dm^3	NO_3^-, mg N/dm^3	PO_4^{3-}, mg P/dm^3	PO, mg O_2/dm^3
1	8.63	350	1090	0.19	0.009	0.66	0.016	6.56
IC no. 1	8.75	354	1115	0.17	0.012	0.77	0.016	5.76
2	8.60	353	1089	0.18	0.009	0.62	0.023	7.52
4	8.67	353	1099	0.1	0.009	0.52	0.016	7.04
5	8.77	352	1084	0.1	0.009	0.54	0.016	7.52

ton occurred in the upper part, the least susceptible to heated discharges (Table 2). The floral spectrum was formed by green algae (59.15 ± 0.88%), diatoms (18.05 ± 1.85%), cyanobacteria (11.42 ± 1.06%), charophytes (5.80 ± 1.03%) and cryptophytes (5.58 ± 0.66%). The composition of phytoplankton at individual stations was quite similar: the values of the Sørensen coefficient ranged from 0.50 to 0.85 (an average of 0.68 ± 0.01). The taxonomic diversity was low (1.70 ± 0.03 bit/taxon) and did not change much over the water area of the reservoir (coefficient of variation CV = 3.83%). Relatively low values of taxonomic diversity of phytoplankton, associated, as a rule, with the pronounced dominance of one of the phyla in terms of the number of LDT, are a feature of cooling ponds (Novoselova and Protasov, 2015).

Quantitative indicators of phytoplankton were fairly evenly distributed over the water area of VO (CV_N = 35.13%, CV_B = 26.61%). The abundance level was determined mainly by cyanobacteria (58.38 ± 6.05% of the total) and green algae (31.70 ± 4.68%). The cyanobacteria *Aphanocapsa incerta* (Lemmermann) G. Cronberg & Komárek, 1994 and *Merismopedia minima* G. Beck, 1897 dominated throughout the water area; at some stations, the dominant assemblage included the green alga *Binuclearia lauterbornii* (Schmidle) Proschkina-Lavrenko, 1966. At all studied stations, the dominant biomass assemblage included *Cosmarium* sp. (Charophyta). In the upper reaches of the reservoir (station 5), near the dam (station 1) and in the large bay (station 6), *B. lauterbornii* joined the dominant assemblage. Also at some stations, *Nitzschia kuetzingiana* Hilse, 1863 (diatoms) and *Rhodomonas pusilla* (H. Bachmann) Javornicky, 1967 (cryptophytes) were among the dominants.

At most of the stations studied, the LDT diversity was quite high. At the entrance of the intake channel (station 2) and in the large bay (station 6), where *M. minima* constituted 63.9 and 57.5% of the total population, the Shannon index was slightly lower. The evenness indices testified to a fairly uniform distribution of LDT in the phytoplankton (Table 2).

In the higher aquatic vegetation, southern reed prevailed. Reed beds of this plant were noted along almost the entire perimeter of the reservoir, with the exception of the intake and discharge channels. In the dam area, individual clumps and strips up to one meter wide were found, in the rest of the water area, the strip width was 3–10 m. The overgrowing density varied from 68 to 220 stems per m^2, the average biomass in the reservoir was 3.40 ± 0.66 kg/m^2 with a maximum of 5.37 kg/m^2 in the corner of a large bay. According to our observations, reeds have always dominated the associations of higher aquatic vege-

Table 2. Structural indicators of the pelagic ecological groups in the cooling pond of South Ukrainian NPP, July 2018. N_{Sp} – the number of species/LDT; H_{tax} – taxonomic diversity, bit/taxon; N – abundance, mln cells/dm^3 (for phytoplankton), ind./m^3 (zooplankton), ind./m^2 (zoobenthos and zooperiphyton); B – biomass, mg/dm^3 (for phytoplankton), mg/m^3 (zooplankton), g/m^2 (zoobenthos and zooperiphyton); H_N – abundance diversity, bit/ind., H_B – biomass diversity, bit/mg (for phytoplankton and zooplankton), bit/g (zoobenthos and zooperiphyton); J/N – abundance evenness; J/B – biomass evenness.

Station no.	N_{Sp}	H_{tax}	N	B	H_N	H_B	J/N	J/B
Phytoplankton								
1	25	1.70	20.02	2.53	3.48	3.45	0.75	0.74
2	24	1.80	45.60	4.34	2.09	3.10	0.45	0.68
3	23	1.61	15.76	2.69	3.60	3.46	0.79	0.77
4	21	1.69	25.64	2.61	2.70	2.90	0.61	0.66
5	30	1.66	36.29	3.64	3.16	3.54	0.64	0.72
6	19	1.75	30.74	1.98	2.21	3.03	0.52	0.71
Zooplankton								
1	12	1.56	477841	3872.76	2.32	2.604	0.65	0.73
2	13	1.53	335957	2405.43	2.41	2.35	0.65	0.63
3	13	1.53	54130	520.52	2.44	2.78	0.66	0.75
4	11	1.57	310290	2988.29	2.32	2.07	0.67	0.6
5	12	1.56	701913	7246.79	2.48	2.15	0.69	0.6
6	10	1.30	159520	1023.64	0.64	0.3	0.19	0.09

tation in a given reservoir. This is probably due to the lack of shallow water zones, which are needed for the development of submerged taxa.

Zooplankton of the CP in 2018 was characterized by low richness, which is characteristic of cooling ponds with a high water temperature (Zhivotova, 2007). In total, 17 LDT of invertebrates were discovered in July 2018. Among them, eight LDT were rotifers, six were branched, and three were copepods. The taxonomic diversity was low (1.51 ± 0.04 bit/taxon) and did not change much over the water area of the reservoir (CV = 6.64%). The similarity of zooplankton in areas with different temperature regimes was high; the Sørensen index was 0.76–0.96.

On the whole, zooplankton was copepod-cladoceran dominated by individuals of the juvenile stages of copepods, as well as rotifers *Conochiloides deltaicus* Rudscu, 1960 and *Moina micrura* Kurz., 1875. The biomass was dominated by individuals of the juvenile stages copepods, the rotiforms *M. micrura,* ctenopods *Diaphanosoma dubium* Manuilova, 1964 and *D. orghidani* Negrea, 1982, and the copepod *Thermocyclops oithonoides* (Sars), 1863. The zooplankton abundance distribution, in contrast to composition, was less uniform across the water area (CV_N = 67.74%, CV_B = 80.30%).

The diversity and evenness indicators at most stations (Table 2) indicate a fairly uniform distribution of quantitative indicators in zooplankton groups. The exception was station 6 in the large bay, where low values of diversity and evenness reflect the overwhelming dominance of Copepoda (99.2% in numbers and 99.7% in biomass).

Zoobenthos of the CP showed extreme impoverishment of taxonomic composition. Only nine LDT of invertebrates from three groups were recorded: oligochaetes represented five LDT (four LDT of tubificids and *Dero* sp.), chironomid larvae – three LDT, and Ostracoda sp. were also recorded. Only juvenile tubificids (88%) and *Leptochironomus tener* (Kieffer, 1918) (75%) were characterized by high levels occurrence. Ostracodes were registered only in the upper reaches, however, in other areas, their carapaces were observed, according to a visual assessment, belonging to recently dead individuals. Probably, organisms of this group are reduced during the hottest summer period and resume their numbers during the fall – spring. The similarity of the taxonomic composition of zoobenthos (Sørensen index) in the stations of the CP main water area was quite high (up to 0.8), with the exception of coastal areas.

Quantitative parameters of zoobenthos were low: the abundance was on the order of a thousand ind./m^2, and the biomass was on the order of g/m^2 (Table 3). In terms of abundance and biomass, juvenile tubificids predominated in almost the entire water area (to a lesser extent in the upper reaches). Abundance indices were distributed fairly evenly across the CP water area (CV values were 32%), biomass was more mosaic (55%). Mature individuals of the tubificid *Limnodrilus claparedeanus* Ratzel, 1868 and *L. hoffmaisteri* Claparède, 1862 were noted, this confirms the observations (Karataev, 1990) that these species are resistant to high temperatures. Among the chironomid larvae, *L. tener* was the most tolerant to the raised temperature, and was found not only in the upper reaches, but also in the central area and near the dam, where even bottom water layers were considerably heated. In the area with the maximum near-bottom temperature in the reservoir, on the heated side of the "thermal curtain" (36 °C, depth 8 m), only *L. claparedeanus* and juvenile tubificids were recorded in the zoobenthos; abundance indices amounted to 4400 ind./m^2 and 2.24 g/m^2 with tubificids dominating the assemblage.

Thus, the zoobenthos of the CP of the SU NPP has currently a very low total biomass and is average in number of specimens (in accordance with the grades proposed by O.P. Oksiyuk with co-authors (2006)). The taxonomic composition is impoverished, at least during the hottest summer period. This state of invertebrate zoobenthos can be relatively stable over time and is characteristic of cooling ponds with significant technogenic load, in particular, thermal, which in Ukraine are cooling ponds of SU NPP and Zaporizhia NPP (Protasov et al., 2013).

A distinctive feature of the **zooperiphyton** of CP of the SU NPP in 2018 was the presence of massive populations of the invasive tropical gastropod mollusk species *Melanoides tuberculata* and *Terebia granifera* in single-species and joint colonies (Fig. 2).

In the epilitone, the number of LDT and invertebrate groups was more than double that in epiphyton (17 and 7, respectively). At individual stations, the amount of LDT ranged from 2 to 8. The richest epiliton was in the upper reaches of the CP (station 5a).

The abundance of epiliton was in the range 333–16795 ind./m^2, the total biomass was 0.001–1880.37 g/m^2, and without mollusks, it was 0.001–3.36 g/m^2 (Table 3). Settlements of gastropod mollusks with significant abundance indices: 10217–16795 ind./m^2 and 1739.39–1880.7 g/m^2 were recorded on a stone dump along the perimeter of the CP and on the dam.

In the zone of the highest temperatures (41.2 °C), invertebrates were not found in samples of periphyton from rocks; filamentous cyanobacteria with a biomass of 62.9 g/m^2 are recorded from here.

At the dam, the total abundance ranged from 333 to 10217 ind./m^2, biomass from 0.46 to 24.09 g/m^2, the proportion of mollusks in the groups was dominant. Outside the mollusk populations, in the areas encrusted with filamentous algae (depth up to 3 m), invertebrates of the epiliton were represented only

Table 3. Structural indicators of the contour groupings in the cooling pond of the South Ukrainian NPP, July 2018. h – depth, m; JDD – jet deflecting dam (Fig. 1). Other explanations are in Table 2. *Colony of mollusks with 90% substrate coverage.

Station no.	h	N_{Sp}	H_{tax}	N	B	H_N	H_B	J/N	J/B
Zoobenthos									
1	7.3	4	0.81	5200	2.66	1.38	1.41	0.69	0.70
2	6.0	3	0	5100	5.02	0.56	1.14	0.35	0.71
3	8.0	2	0	4400	2.24	0.44	0.59	0.43	0.59
4	7.0	4	0.81	2000	0.90	1.52	1.29	0.75	0.64
5	0.7	7	1.59	4602	3.84	2.25	2.13	0.80	0.75
5a	7,0	3	0.99	2300	0.61	1.34	1.15	0.84	0.72
Epiliton									
Dam (1a)	0.3	8	1.75	10217	24.09	1.92	0.99	0.64	0.33
	0.5	4	1.50	1528	0.46	1.28	0.63	0.63	0.31
	3.0	2	0	333	0.001	1.00	1.00	1.00	1.00
	4.0	4	1.50	16795	1880.37	0.37	0.16	0.18	0.08
Shore filling (1b)	0	2	1.00	11905	1739.39	0.14	0.00	0.14	0.00
	0.15	3	0.92	21333	283.57	0.34	0.20	0.21	0.12
	0.15*	3	0.92	51833	5837.49	0.36	0.41	0.22	0.26
JDD	0	3	0.92	2037	0.64	1.24	1.39	0.78	0.87
5	0.1	6	1.79	2051	3.44	1.62	0.13	0.62	0.05
5a	0.15	12	1.95	5183	3.22	3.52	2.34	0.92	0.61
Epiphyton									
1b	0.5	2	1	696	13.35	0.34	0.00	0.33	0.00
6	0.35	3	0.92	428	0.004	1.50	1.33	0.94	0.83
5	0.4	4	0.81	193	0.001	1.92	0.96	0.95	0.48
5a	0.8	4	0.81	694	0.003	1.42	1.62	0.70	0.80

by two species of oligochaetes Naididae: *Pristina aequiseta* Bourne, 1891 and *P. longiseta* Ehrenberg, 1828, with minimal abundance indices.

The populations of *M. tuberculata* and *T. granifera* were represented by variously-sized individuals, which may indicate the naturalization of species in the CP, while *T. granifera* significantly prevailed in the two-species populations in terms of abundance.

At the dam (station 1a) at shallow depths, monospecific populations of *M. tuberculata* were found, the size composition of which is represented by two groups: 1–5 and 6–10 mm, with the predominance of the former (96%). At a depth of 4 m, two-species populations were found where individuals of *M. tuberculata* were recorded in six size groups: from 1–5 mm to 26–30 mm, with dominance of groups of 6–10 mm (39%) and 16–20 mm in size (29%). The maximum height of *M. tuberculata* shell reached 27 mm, the minimum – 2 mm. At the same depth, individuals of *T. granifera* are represented by three groups: from 1–5 mm to 11–15 mm, while groups of 6–10 and 11–15 mm in size (38% each) dominated; the maximum height of the shell was 13 mm, the minimum was 4 mm.

On a stone dump at the coast (station 1b), both mono- and bispecific populations of gastropod mollusks were found in the epiliton. In the monospecific populations of *M. tuberculata*, the morphometric pa-

Fig. 2. Mollusks *Melanoides tuberculata* (left) and *Tarebia granifera* (right) from the South Ukrainian NPP cooling pond, July 2018.

rameters of the population were similar to those at the dam: individuals of size groups 6–10 mm (29%) and 11–15 mm (33.7%) dominated, the maximum height of the shell reached 28 mm, the minimum size was 2 mm (Fig. 3). In bispecific populations, the *M. tuberculata* population was represented by small-sized individuals (up to 6 mm), and the *T. granifera* population – by groups from 2–5 to 11–12 mm, with the dominant prevalence of small-sized individuals (the proportion of mollusks with a shell height of 2–3 mm was 73 %). In bispecific mass populations with 90% mollusk coverage of the substrate, the proportions of size groups of *T. granifera* (from 1–5 mm to 21–25 mm) were distributed relatively evenly.

The **epiphyton** CP (on the reeds) contained seven LDT of invertebrates from four groups (Nematoda, Oligochaeta, Chironomidae, Gastropoda). At individual stations, 2–3 LDT from two groups. The abundance of epiphyton was very low, significantly lower than that of epiliton. The abundance ranged from 193 to 696 ind./m^2, biomass from 0.001 to 0.004 g/m^2, including gastropods – up to 13.35 g/m^2. In most of the stations, epiphyton was dominated by abundance indices of oligochaete Naididae (*P. aequiseta, P. longiseta, Nais pardalis* Piguet, 1906, *N. communis* Piguet, 1906). In the upper reaches, nematodes dominated in numbers (67%). In the coastal areas (station 1b), the structure of the epiphyton was different: the mollusk *T. granifera* dominated in numbers (94% of the total) and biomass (99%) resulting in a high biomass. The mollusk population here was represented by small-sized individuals of groups 1–5 and 6–10 mm, with the former dominating (67%). The maximum height of the shell reached 8 mm, the minimum was 1 mm.

Thus, at present, CP is characterized by a rather intense thermal regime and a rather impoverished composition of groups, especially contour ones. However, over the period of its existence, the ecosystem has gone through several stages of transformation.

Long-term group dynamics

At the initial stages of research, an increase in the biomass of **phytoplankton** was recorded against a background of an increase in the power of the power plant (Fig. 4). In the summer of 1985, the recorded maximum level of indicators (mean 9.6 mg/dm^3) was associated with the abundant reproduction of the diatom *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, 1979 during the entire observation period. In 1986, an increase in the mean annual air temperature by 2 °C relative to the previous year was recorded at the NPP site (Aleksienko et al, 2017). Moreover, following the accident at the Chernobyl nuclear power plant and its shutdown, in the summer months, the SU NPP was operating at full capacity. Together, these factors influenced the temperature increase not only in the area of the exit of the discharge channel, but throughout the water body. During this period, the minimum biomass of phytoplankton was recorded (on average 0.3 mg/dm^3). Over the next ten years, the abundance increased, but the range of fluctuations in the summer biomass of phytoplankton did not go beyond the previously recorded values. In 2018, the abundance was low relative to the entire studied period. Thus, for phytoplankton, the general trend can be described as a decrease in the quantitative parameters.

The taxonomic richness of **zooplankton** was low throughout the entire observation period (1981–2018), numbering from 13 to 28 LDT in different years (Aleksienko et al., 2017; Protasov et al., 2018; Sergeeva et al., 1988). Significant changes in the species composition did not occur until the beginning of the 1990s. Noticeable changes were recorded in 1997, when the similarity of zooplankton composition with previous studies (1990–1992) in the Sørensen index was 0.43. However, by 2018, the composition of zooplankton had almost completely changed: only one species in common with previous studies has been found, the rotifer *Brachionus calyciflorus* Pallas, 1776. Changes were also recorded in the dominant assemblage. At the stage of the initial filling and at the first stages of the development of the reservoir (1981–1983) under natural temperature conditions, zooplankton was represented by a copepod-cladoceran assemblage with the dominant role of *Eudiaptomus gracilis* (Sars, 1863), *Daphnia longispina* (Müller, 1776) or *D. cucullata* Sars, 1862. With the increase in water temperature and the formation of

technogenic circulations associated with the commissioning of the first power unit of the NPP, the dominant species changed to the more thermophilic species *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin, 1848) (Sergeeva et al., 1988). In the modern period of significant development, thermophilic species with a predominantly southern distribution increased their abundance. These are *M. micrura, D. dubium, D. orghidani, Keratella tropica* (Apstein, 1907) (Aleksienko et al., 2017; Protasov et al., 2018). The quantitative development of zooplankton reached its greatest development after the opening of the nuclear power plants in 1984, when the biomass averaged 5.7 g/m^3 (with a maximum value of 11.5 g/m^3 at one of the stations). In subsequent years of research, biomass on average varied between 0.5–2.7 g/m^3 (Fig. 5).

The dynamics of **zoobenthos** was also associated with the nature and mode of operation of nuclear power plants and climatic factors. In the first year of filling of the CP (1980), a sharp change in the conditions of existence (transition from a small river to a reservoir, absence of formed bottom sediments) led to a significant decrease in the richness of invertebrates, the number of zoobenthos groups decreased from 14 (in the Tashlyk River) to 2 in the CP (oligochaetes and larvae of one chironomid

Fig. 3. Dimensional structure of the *Melanoides tuberculata* population, epiliton, station 1b, July 2018.

species (*Procladius ferrugineus* Kieffer, 1919)). By 1983–1984 hydras, nematodes, amphipods and cumacean crustaceans, larvae of dragonflies, mayflies, caddis flies and midges (upper reaches) were recorded in the reservoir, and zebra mussel was found everywhere. In 1986, 48 LDT from 15 groups were recorded in zoobenthos. After a significant summer temperature increase in 1986, the species composition of zoobenthos sharply decreased (7 LDT in 1988, to 11–13 LDT in 1990–1997). After elimination of zebra mussel (not recorded in 1988), this mollusk was observed locally in 1989–1992, but since 1997 it has completely disappeared.

As the formation of CP and the formation of zoobenthos, its abundance indicators increased (Fig. 6). So, in 1980, the abundance and biomass at the dam site were only 90 ind./m^2 and 0.21 g/m^2, and in 1981 already 7900 and 1.4, respectively. In 1983–1984 abundance ranged from 1785 to 8013 ind./m^2, the biomass of "soft" zoobenthos – 0.77–2.1 g/m^2, including mollusks – up to 150.87 g/m^2. In the upper reaches, the main part of the "soft" zoobenthos was composed of chironomid larvae, in the central areas, chironomid larvae and oligochaetes, dominated by biomass of zebra mussel. At the discharge site in 1984–1985 oligochaetes developed in mass (up to 34929 ind./m^2), and the biomass of zebra mussel reached 339.82 g/m^2. In the summer of 1986, the abundance indicators decreased significantly (in shallow water, biomass decreased by more than 1000 times), and only in the upper reaches the biomass reached 139.62 g/m^2. By the fall of 1987, abundance indicators remained at a low level, although in some areas the process of zoobenthos recovery began. In 1988, its groups were represented only by chironomid larvae and oligochaetes; abundance was 1160–2120 ind./m^2, biomass was 0.60–1.39 g/m^2. In 1989–1992 zoobenthos CP was mainly composed of chironomid larvae and tubificids, only by 1992 locally in the central areas zebra mussel was noted (1.14 g/m^2, 82% of the total biomass). In the discharge area, *Dreissena* dominated both in abundance and biomass.

In August 1997, the zoobenthos CP of the SU NPP was extremely depleted: a total of 15 LDT from six groups were registered with the predominance of chironomid and oligochaete larvae (five LDT each); the remaining groups were represented by one taxon, mollusks were not registered. In the intake channel, the hydroid polyp *Cordilophora caspia* Pallas, 1771, probably immigrating from periphyton populations, was recorded. At individual stations, the number of taxa ranged from one to six. The zoobenthos was the richest in the upper reaches of the CP (nine LDT from two groups): chironomid larvae were represented by five LDT (found only here) and oligochaetes by four LDT, which explains the significant originality of the taxonomic composition of zoobenthos of this section (t_{xx} = 186).

The abundance of zoobenthos was low, especially its biomass, and varied significantly in different parts of the reservoir: abundance ranged from 100 to 25600 ind./m^2, biomass from 0.01 to 4.37 g/m^2. The maximum biomass was recorded in the upper reaches on silty gravel with plant debris of *Chironomus plumosus* L., 1758 (64% of the total) dominated by biomass, and oligochaetes of the family Naididae dominated in numbers (56%).

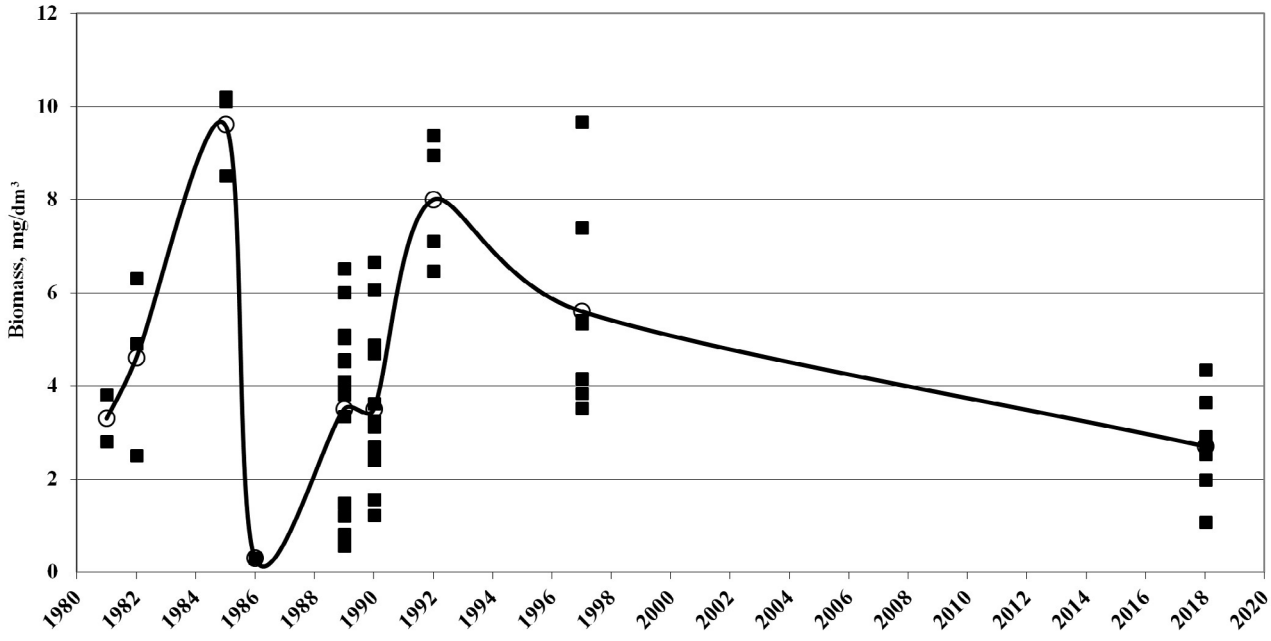

Fig. 4. Phytoplankton biomass changes during summer period 1981–2018, in the South Ukrainian NPP cooling pond. Squares show individual stations, circles show mean level of biomass throughout the pond.

In the summer season of 2006, zoobenthos numbered 17 LDT: Hydrozoa, Nematoda, Hydracarina, *Ecnomus tenellus* caddis fly (Rambur, 1842*), M. tuberculata* gastropod. Oligochaetes were represented by eight LDT, and chironomid larvae by four LDT.

Mean quantitative indicators for CP were 12180 ind./m² and 358.06 g/m², the bulk of the biomass (up to 99%) was represented by *M. tuberculata* found in the middle and dam areas. It should be noted that such biomass values are close to the level of 1986. The abundance of "soft" benthos was low, on average 7220 ind./m² and 2.07 g/m².

Thus, results of the previous studies document a depletion of the taxonomic composition of zoobenthos in the CP of the SU NPP. It should be noted that V.R. Aleksienko et al. (2017) showed that in different seasons in the period 2003–2010 the total number of LDT reached 35. It is likely that in the fall and spring some renewal of invertebrate groups may occur due to organisms with a short life cycle or secondarily aquatic organisms.

In the **zooperiphyton**, prior to the start of the operation of the reservoir as a cooling pond (1983), the dominance of zebra mussel in periphyton communities was up to 60% in number and 93% in biomass (Protasov and Silaeva, 2012). About 20 LDT from nine groups were noted in periphyton, five species of oligochaetes, larvae of chironomids, caddis flies and mayflies, gammarids, hydras, and sponges. The average number of invertebrates reached 20200 ind./m^2, and biomass 1850 g/m^2 (Fig. 7). The diversity calculated by abundance, due to a fairly high evenness, was 2.229 bit/ind.; the diversity in biomass was low – 0.396 bit/g. A fairly typical community with the dominance of zebra mussel, characteristic of reservoirs, has formed in the reservoir. Although, it was formed from organisms that immigrated from the Southern Bug River, there were no organisms typical of the river, such as gastropods *Theodoxus fluviatilis* (Linnaeus, 1758) and *Fagotia esperi* (Ferussac, 1823) in the cooling pond.

In 1984, 1985, and in the spring of 1986, the general picture of the distribution and macrostructure of periphyton remained practically unchanged. Oligochaetes, chironomid larvae and caddis flies lived in large numbers among filamentous algae. At a depth of more than 2 m, the zebra mussel community was dominant in all biotopes. The abundance of invertebrates at the dam and in the discharge area (depth of about 3 m) was similar: 64880 and 51650 ind./m^2, 3850 and 4540 g/m^2, respectively.

At the initial stage of the technoecosystem of the SU NPP with a relatively low degree of exposure to anthropogenic factors, the structure of periphyton was quite uniform and stable. This structure was preserved until the beginning of summer 1985. During this period, the water temperature in the discharge area was 34 °C, and the periphyton structure began to acquire features typical for areas with maximum heating in other cooling ponds. In the discharge area, zebra mussel was not found to a depth of 3 m, and only at a depth of 5 m its populations in the form of druses occupy up to 80% of the substrate.

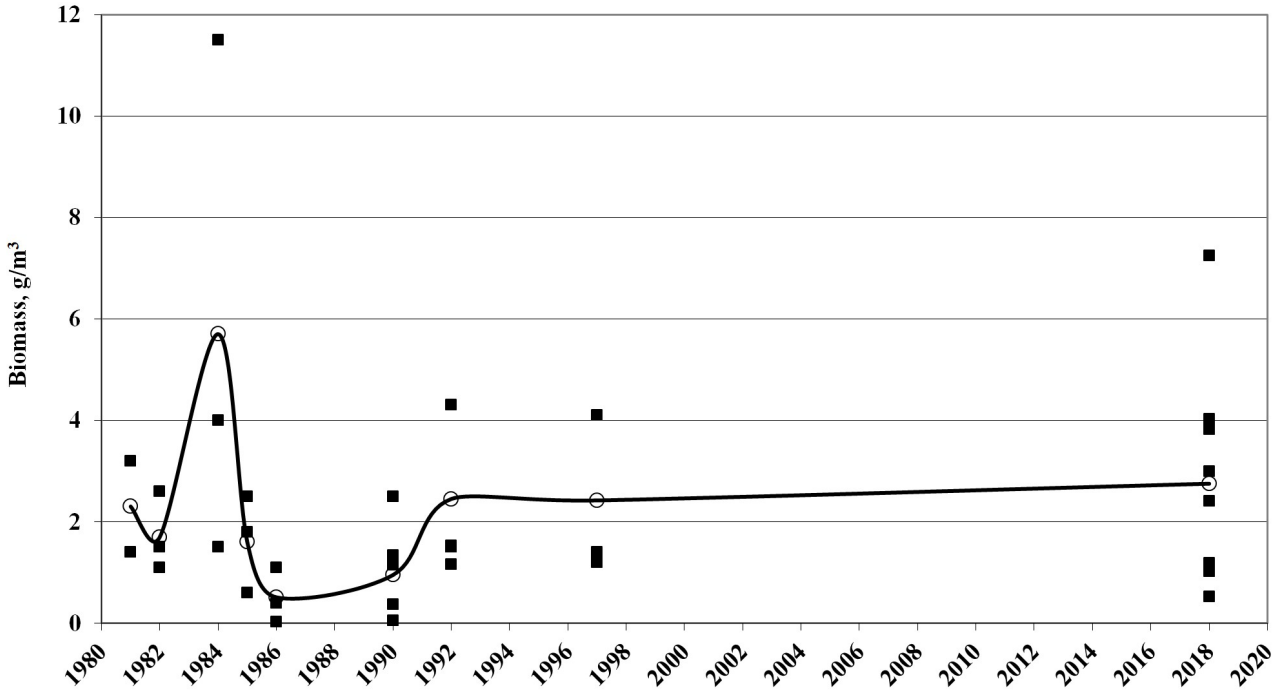

Fig. 5. Zooplankton biomass changes during summer period 1981–2018, in the South Ukrainian NPP cooling pond. Squares show individual stations; circles show average level of biomass throughout the pond.

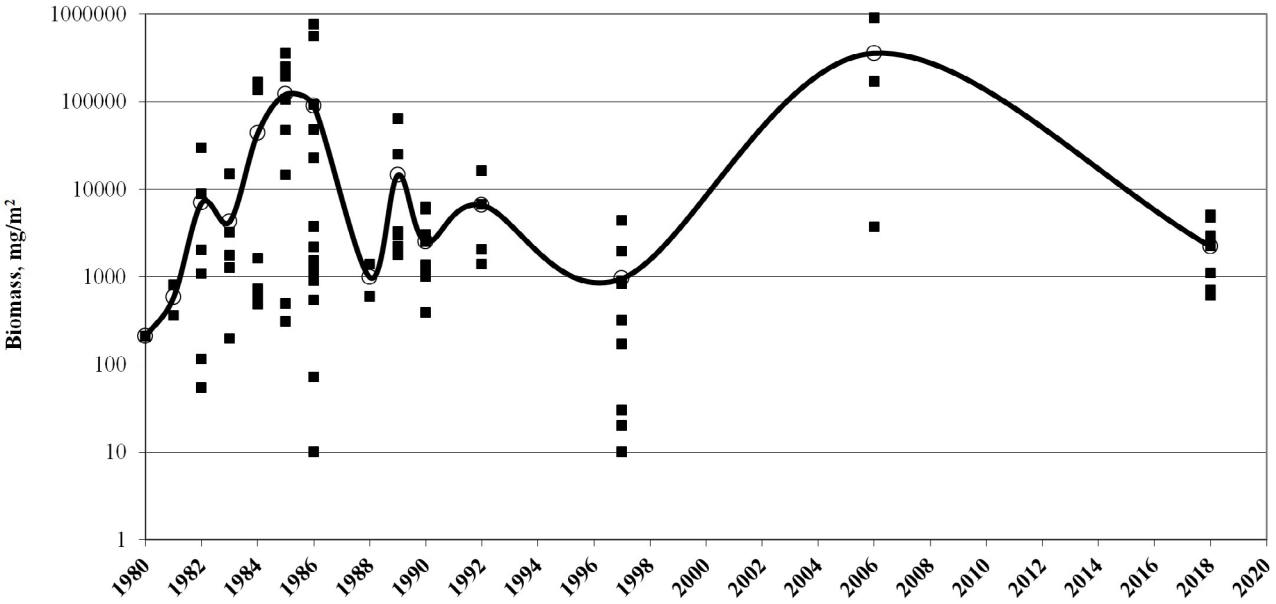

Fig. 6. Zoobenthos biomass changes during the summer period 1981–2018, in the South Ukrainian NPP cooling pond. Squares show individual stations, circles show average level of biomass throughout the pond.

The abundance of the zebra mussel community, which occupied rocky substrates on the dam, in the deep water part of the reinforcement area near the discharge, near the shore reinforcements, differed from that recorded in 1984: the biomass was half (1700 g/m^2), and the population density was about 20000 ind./m^2. Thus, the strong influence of heated wastewater on the periphyton was quite local and spread to a shallow depth.

In the summer of 1986, the thermal regime in the cooling pond was extreme. As the water temperature at the discharge raised to 40 °C and higher, the communities experienced catastrophic changes, e.g., mass die-off of zebra mussel up to a depth of 6–7 m, where only individual living examples were recorded at a temperature of 34 °C. The biomass of filamentous cyanobacteria exceeded 500 g/m^2, but only six invertebrate LDT (oligochaetes and crustaceans) were recorded. The oligochaete *Prigina aequiseta*, characteristic of the highest temperature zones, were observed at shallow depth at a temperature of 40 °C, with the greatest abundance of about 800 ind./m^2, but deeper (at a temperature of 39 °C) their number increased to 100 thousands ind./m^2. On the dam, the *Dreissena* populations also died off. By the autumn of 1986, the zebra mussel community, so vast in previous years, was virtually eliminated.

Later, the community to some extent recovered. In the summer of 1988, the general structure of communities dominated by zebra mussel was quite similar to the one that existed earlier. The water temperature in the upper layers at the discharge reached 33 °C, in the deep horizons at a temperature of 30 °C and below, the coating of the substrate with zebra mussel reached 80–100%. In 1989 and 1990 the periphyton community structure also continued to recover, however, in summer, at high temperature, the zebra mussel was again eliminated to a depth of 6–8 m. The community size in these years was 3600 ind./m^2, and the biomass was only 0.45 g/m^2, with ostracodes dominating in number and biomass. Only six invertebrate LDTs were reported. In the summer of 1997, studies showed that the zooperiphyton remained qualitatively impoverished. Only three LDTs were recorded in the intake channel, five at the discharge of the heated water, and 17 in the cooler area.

The abundance of zooperiphyton was extremely low: in the intake channel, the number reached 2700 ind./m^2, biomass 0.05 g/m^2. In the discharge area at a depth of 2.5 m, the biomass reached 1.17 g/m^2 mainly due to large tubificids, but in other microbiotopes (near-surface zone, the sides of the stones at a depth of 0.5 m), it amounted to only 0.03–0.15 g/m^2. On the dam at a water temperature of 32 °C on the upper sides of the stones with 100% coverage by filamentous cyanobacteria, only two invertebrate LDT were recorded, with a population density of 4500 ind./m^2, and the biomass 0.03 g/m^2. At a depth of 2.5 m, three LDT were recorded; biomass was 0.08 g/m^2, biomass indicators were also low at a depth of 6–7 m 0.02 g/m^2 with Ostracoda dominating.

Studies conducted in 2005 (Volikov et al., 2006) showed that the composition of periphyton continued to be impoverished: 17 LDTs were recorded (from 2 to 6 at individual stations). Oligochaetes and chironomid larvae were represented by five species each.

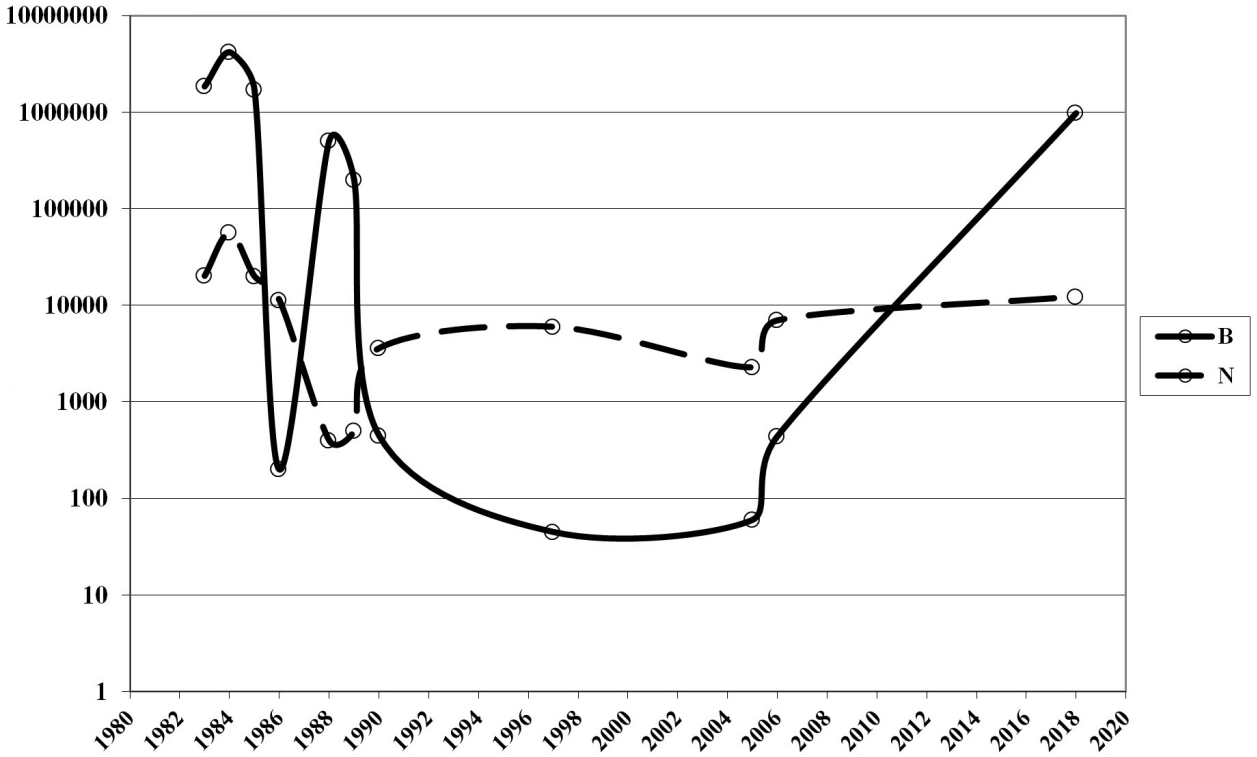

Рис. 7. Quantitative indicators of zooperiphyton of the South Ukrainian NPP cooling pond in different years of research. N – abundance, ind./m^2, B – biomass, mg/m^2.

The abundance was low, the population density was 9800 ind./ m² (in the upper reaches of the reservoir), the maximum biomass was up to 1.85 g/m² (in the middle part of the CP). At the dam, biomass values were among the lowest (0.26 g/m²). The average biomass for the reservoir was 0.54 g/m².

In 2006, the diversity and richness of the periphyton slightly increased, with 21 LDTs recorded. Oligochaetes were represented by nine species, chironomid larvae by six. Of crustaceans, two species of gammarids, corophiids, and mysids were recorded, of gastropods – only one species, *M. tuberculata*. The abundance at individual stations varied from 3230 to 10760 ind./m² and from 0.05 to 8.14 g/m². The increase in biomass compared to the previous year was mainly due to oligochaetes, chironomid larvae, and gastropod mollusks in the middle part of the reservoir (Volikov et al., 2007). In 2018, as already indicated, the periphyton communities were dominated by invasive Gastropoda.

Conclusions

As noted above, in the summer of 2018, an extremely high temperature of about 40 °C was observed near the discharge channel. Under these conditions, only occasional specimens of oligochaetes were recorded in the periphyton. According to the available data (Protasov and Silaeva, 2012; Protasov et al., 1991), quite stable and vast communities are formed in the zones of maximum temperatures in cooling ponds. For example, in the Chernobyl reservoir in the discharge channel, where in summer the temperature reached 37–39 °C, quite abundant communities developed in the summer period with dominance of the bryozoan *Plumatella emarginata* Allman, 1844. The Plumatella emarginata + Aelosoma hempichi community (recognized based on the dominance of the index taxa) was established near the discharge of circulation water in the pond of the Krivoi Rog Power Plant. Here, at temperatures up to 33 °C, 10–12 species of invertebrates were found; the biomass was 2–40 g/m^2. In 1986, at a temperature of 40 °C, oligochaetes were found in filamentous cyanobacteria in the cooler pond of the SU NPP. With a decrease in temperature of only one degree, their numbers increased. Thus, the zone of the highest temperatures is by no means lifeless. It is possible that with a more stable regime, a richer community of thermophiles could have formed here.

In technoecosystems, high temperature (33–36 °C) in bottom assemblages is rather rarely recorded and is observed for only a short time (during the hottest period of summer), most often in local areas. According to the results of our long-term studies, high temperatures lead to extreme depletion of the taxonomic composition of zoobenthos, only juvenile tubificids are often observed in such areas, and abundance indicators vary considerably, from minimal to quite high.

The maximum temperature zone in the cooling ponds is localized directly in the discharge channel and in a small area around the exit of the discharge channel. Pelagic groups are not tied to these biotopes for hydrodynamic reasons, namely, homogenization by anthropogenic flow. At the same time, contour groups in areas subject to maximum heating form unique communities. Thus, it was found that in the cooling ponds of TPPs and NPPs of Ukraine in the maximum temperature zones the same type of phytoperiphyton communities are formed, which belong to the Lyngbyo putealis – Oscillatorietum brevis association (Shevchenko, 2012). A characteristic feature of this association is the presence of thermophilic species of cyanobacteria among the diagnostic taxa.

The ecosystem of the reservoir-cooler as part of the water technoecosystem of the NPP has passed certain stages over the decades of its existence. Considering the development of such technoecosystems from the point of view of environmental risk analysis (Rosenberg et al., 2019), they should be assigned to the group of systems with an extremely high level of environmental risk. If, following these authors, we assume that the degree of environmental risk is inversely proportional to the likelihood of a climax state, then it is evident that risk assessment tends to the maximum, since it is unlikely that the ecosystem will reach climax (in the classical sense). It will be more accurate to say that a certain more or less stationary state (pseudoclimax) is determined not so much by the combination of climatic conditions, but by a complex of technogenic factors. The state of the technogenic pseudoclimax can remain for a sufficiently long time, while the technical conditions are relatively stable; in this case, the stable operation of three nuclear power units, with constant pumping and purging of the reservoir. At the same time, one should not lose sight of the fact that technogenic factors are superimposed on changing climatic conditions.

According to the initial design, this CP was supposed to be included in the power complex and connected with a pumped storage power plant (PSPP), performing, in fact, the functions of both a cooler and a reservoir at the PSPP. However, the abandonment of such a scheme after the accident at the Chernobyl nuclear power plant led to the fact that with a relatively small cooling surface CP, its temperature in the summer period increased significantly with the introduction of the second and third power units. Already in 1986, a radical restructuring of the CP ecosystem began. There was a sharp decrease in the average biomass of phytoplankton (32 times): from 9.6 mg/dm^3 in the summer of 1985 to 0.3 mg/dm^3 in the same period in 1986. The minimum average biomass of zooplankton (0.51 g/m^3) also occurred in the summer of 1986. Elimination of filtering mollusks not only changed the appearance of periphyton communities, but also affected other ecosystem blocks. The introduction of exotic fish (*Oreochromis mossambicus* (Peters, 1852)) and gastropods (*M. tuberculata, T. granifera*) has led to invasive species becoming the most significant components of the aquatic ecosystems.

Until 1986, the ecosystem was in a more or less stable state. The species composition of phyto- and zooplankton did not undergo significant changes; the plankton similarity coefficient over the years of research was rather high (62–65%) (Sergeeva et al., 1988). Here, as in other cooling ponds (for example, in the reservoir of the Chernobyl nuclear power plant), in zones of small influence of heated discharges on the periphyton and benthos, communities dominated by zebra mussel formed (Protasov and Silaeva, 2012; Protasov et al., 1991). Currently, the ecosystem is also in a quasi-stationary state, but its long term stability is undoubtedly extremely low.

Acknowledgments

This study was supported by the Program for the Development of Priority Research Areas of the NAS of Ukraine, project No. 1230-2019-2020.

References

Aleksienko, V.R., Boychenko, S.G., Bougera, M.A., Buynovskaya, N.A., Bulgakov, V.P., Varlamov, E.M., Verhovtsev, V.G., Virich, P.M., Dudar, T.V., Zholudenko, O.O, Kendzer, O.V., Kovach, O.V., Landau, Y.O., Les-Meridonova, O.V., Linnik, P.M., Lisichenko, G.V., Lisichenko, O.G.., Palienko, V.P., Svideniuk, M.O., Spitza, R.O., Stashuk, I.V., Tyshchenko, Y.E., Trokhimets, V.M., 2017. Kompleksnyi heoekolohichnyi monitorynh zony vplyvu Tashlytskoi hidroakumuliuiuchoi elektrostantsii ta Oleksandrivskoho vodoskhovyshcha: 1998–2016 roky [Comprehensive geo-ecological monitoring of the impact zone of the Tashlyk Hydroaccumulation Power Plant and the Oleksandrov Reservoir: 1998–2016.]. Naukova dumka, Kiev, Ukraine, 360 p. (In Ukrainian).

Algaebase. Web page. URL: www.algaebase.org (accessed: 07.10.2019).

Arsan, O.M., Davydov, O.A., Dyachenko, T.M., Yevtushenko, M.Y., Zhukinsky, V.M., Kirpenko, N.I., Kipnis, L.S., Klenus, V.G., Konovets, M.I., Linnik, P.M., Lyashenko, A.V., Oliynyk, G.M., Pashkova, O.V., Protasov, O.O., Silaeva, A.A., Sytnik, Yu.M., Stoyka, Yu.O., Timchenko, V.M., Shapoval, T.M., Shevchenko, P.G., Shcherbak, V.I., Yuryshynets, V.I., Yakushin, V.M., 2006. Metody hidrobiolohichnykh doslidzhen poverkhnevykh vod [Methods of hydrobiological studies of surface waters]. Logos, Kiev, Ukraine, 408 p. (In Ukrainian).

Beznosov, V.N., Suzdaleva, A.L., 2005. Suktsessionnoe razvitie ekosistem tehnogennyih vodoemov [Succession development of ecosystems of technogenic reservoirs]. In: Filenko, O.F. (ed.), *Antropogennye vliyaniya na vodnye ekosistemy. Sbornik statei, posvyaschennyi 100-letiyu so dnya rozhdeniya N.S. Stroganova [Anthropogenic influences on aquatic ecosystems. Collection of articles dedicated to the 100th anniversary of the birth of N.S. Stroganov].* KMK, Moscow, Russia, 120–129. (In Russian).

Karataev, A.Yu., 1990. Vozdeystvie podogreva na presnovodnyie ekosistemyi [The effect of heating on freshwater ecosystems]. Dep. v VINITI № 2440–V90 [Bulletin of the Belarusian University. Deposited at VINITI No. 2440–B90], Minsk, Belarus, 133 p. (In Russian).

Novoselova, T.N., Protasov, A.A., 2015. Phytoplankton of Cooling Ponds of Techno-Ecosystems of Nuclear and Thermal Power Stations (a Review). *Hydrobiological Journal* **51** (3), 37–52.

Oksiyuk, O.P., Zimbalevskaya, L.N., Protasov, A.A., Pligin, Yu.V., Lyashenko A.V., 1994. Otsenka sostoyaniya vodnyih ob'ektov Ukrainy po gidrobiologicheskim pokazatelyam. Bentos, perifiton i zoofitos [Assessment of the state of water bodies of Ukraine according to hydrobiological indicators. Benthos, periphyton and zoophytos]. *Gidrobiologicheskiy zhurnal [Hydrobiological Journal]* **30** (4), 31–35. (In Russian).

Pesenko, Yu.A., 1982. Printsipyi i metodyi kolichestvennogo analiza v faunisticheskih issledovaniyah [Principles and methods of quantitative analysis in faunal studies]. Nauka, Moscow, Russia, 287 p. (In Russian).

Plokhinsky, N.A., 1970. Biometriya [Biometrics]. Moscow State University, Moscow, Russia, 367 p. (In Russian).

Protasov, A.A., 2002. Bioraznoobrazie i ego otsenka. Kontseptualnaya diversikologiya [Biodiversity and its assessment. Conceptual diversicology]. Institute of Hydrobiology NAS of Ukraine, Kiev, Ukraine, 105 p. (In Russian).

Protasov, A.A., Silaeva, A.A., 2012. Konturnyie gruppirovki gidrobiontov v tehnoekosistemah TES i AES [Contour groups of hydrobionts in the techno-ecosystems of TPPs and NPPs]. Institute of Hydrobiology NAS of Ukraine, Kiev, Ukraine, 274 p. (In Russian).

Protasov, A., Afanasjev, S., Sinicyna, O., Zdanowski, B., 1994. Composition and functioning of benthic communities. *Archiw Rybactwa Polskiego* **2** (2), 257–284.

Protasov, A.A., Panasenko, G.A., Babariga, S.P., 2009. Biological Hindrances in Power Stations Exploitation, Their Typization and Main Hydrobiological of Control. *Hydrobiological Journal* **45** (1), 32–46.

Protasov, A.A., Semenchenko, V.P., Silaeva, A.A., Timchenko V.M., Buzevich, I.Yu., Guleikova, L.V., Dyachenko, T.N., Morozova, A.A., Yurishinets, V.I., Yarmoshenko, L.P., Primak, A.B., Morozovskaya, I.A., Masko, A.N., Golod, A.V., 2011. Tehno-ekosistema AES. Gidrobiologiya, abioticheskie faktory, ekologicheskie otsenki [NPP techno-ecosystem. Hydrobiology, abiotic factors, environmental assessments]. Institute of Hydrobiology NAS of Ukraine, Kiev, Ukraine, 234 p. (in Russian).

Protasov, A.A., Sergeeva, O.A., Kosheleva, S.I., Kaftannikova, O.G., Lenchina, L.G., Kalinichenko, R.A., Vinogradskaya, T.A., Novikov, B.I., Afanasyev, S.A., Sinitsyna, O.O., 1991. Gidrobiologiya vodoemov-ohladiteley teplovyih i atomnyih elektrostantsiy Ukrainyi [Hydrobiology of cooling ponds of thermal and nuclear power plants in Ukraine]. Naukova Dumka, Kiev, Ukraine, 192 p. (In Russian).

Protasov, A.A., Silaeva, A.A., Gromova, Yu.F., Novoselova, T.N., Morozovskaya, I.A., 2018. Mnogoletnie izmeneniya pelagicheskih i konturnyih gruppirovok v Tashlyikskom vodohranilische – ohladitele Yuzhno-Ukrainskoy AES [Long-term changes in pelagic and contour groups in the Tashlyk cooling ponds of the South Ukrainian NPP]. *Tezy dopovidei VII Vseukrainskoi naukovoi konferentsii, prysviachenii 100-richchiu vid dnia zasnuvannia Natsionalnoi akademii nauk Ukrainy "Problemy hidrolohii, hidrokhimii, hidroekolohii" [Abstracts of the 7th All-Ukrainian scientific conference dedicated to the 100th anniversary of the founding of the National Academy of Sciences of Ukraine "Problems of hydrology, hydrochemistry, hydroecology"].* Kiev, Ukraine, 19–20. (In Russian).

Protasov, A.A., Silayeva, A.A., Yarmoshenko, L.P., Novoselova, T.N., Primak, A.B., Savitskiy, A.I., 2013. Hydrobiological Studies on the Techno-Ecosystem of the Zaporozhye Nuclear Power Station. *Hydrobiological Journal* **49** (4), 75–92.

Rosenberg, G.S., Zibarev, A.G., Kostina, N.V., Kudinova, G.E., Rosenberg, A.G., 2019. Otsenki riskov

i uscherbov kak instrument sotsialnoy ekologii [Assessments of risk and damage as a tool of social ecology]. *Biosfera [Biosphere]* **11** (2), 75–86. (In Russian).

Sergeeva, O.A., Kalinichenko, R.A., Kosheleva, S.I., Lenchina, L.G., 1988. Khimicheskiy sostav vodyi i plankton vodoema-ohladitelya Yuzhno-Ukrainskoy AES [Chemical composition of water and plankton of the cooling pond of the South Ukrainian NPP]. *Gidrobiologicheskiy zhurnal [Hydrobiological Journal]* **24** (6), 8–14. (In Russian).

Shevchenko, T.F., 2012. Thermophilous communities of periphyton algae in the cooling pond of thermal and nuclear power stations of Ukraine. *Hydrobiological Journal* **48** (5), 31–45.

Volikov, Yu.N., Lyashenko, A.V., Slepnev, A.E., 2006. Zooperifiton vodnyih ob'ektov zonyi vliyaniya Yuzhno-Ukrainskogo energokompleksa (YuU EK) [Zooperiphyton of water bodies in the zone of influence of the South Ukrainian energy complex (YuU EC)]. *Materialy Mezhdunarodnoi nauchnoi konferentsii "Sovremennye problem gidrobiologii. Perspektivy, puti I metody issledovaniy" [Materials of the International Scientific Conference "Modern Problems of Hydrobiology. Perspectives, Ways, and Research Methods"]*. Kherson, Ukraine, 34–37. (In Russian).

Volikov, Yu.N., Lyashenko, A.V., Slepnev, A.E., 2007. Otsenka kachestvennyih pokazateley razvitiya makrozooperifitona vodnyih ob'ektov zonyi vliyaniya Yuzhno-Ukrainskogo energokompleksa (YuU EK) [Evaluation of the qualitative indicators of the development of macrozooperiphyton of water bodies in the zone of influence of the South Ukrainian energy complex (SUE EC)]. *Materialy III Mezhdunarodnoi nauchnoi konferentsii "Ozyornye ekosistemy: biologicheskie protsessy, antropogennaya transformatsiya, kachestvo vody" [Materials of the 3rd International Scientific Conference "Lake Ecosystems: Biological Processes, Anthropogenic Transformation, Water Quality"]*. Minsk – Naroch, Belarus, 209. (In Russian).

Zdanowski, B., Protasov, A.A., 1998. Structura i funkcjonowanie podgrzanych jezior Koninskich – wnioski dla ochrony i zagospodarowania zbiornikow. In: Zdanowski, B. (ed.), *Jeziora Koninskie – 40 lat badan stan aktualny oraz wnioski dla ochrony.* Wojowodski Inspektorat Ochrony Srodowiska w Koninie, Konin, Poland, 54–58. (in Polish).

Zhivotova, E.N., 2007. Ispolzovanie zooplanktona v bioindikatsii teplovogo zagryazneniya vodoemov-ohladiteley AES [The use of zooplankton in the bioindication of thermal pollution of cooling ponds of nuclear power plants]. *Vestnik VGU. Seriya: Himiya. Biologiya. Farmatsiya [Bulletin of the Voronezh State University. Series: Chemistry. Biology. Pharmacy]* **1**, 73–75. (In Russian).

Instructions for authors

1. General requirements for the content of articles.

1.1 The journal accepts articles that represent the results of original scientific research, notes, reports, as well as bibliographic reviews and reviews of the latest domestic and foreign research on the problems of natural and anthropogenic changes in ecosystems, fundamental and applied aspects of ecology and assessment of the ecological state of freshwater, marine and terrestrial ecosystems.

1.2. The journal prints only original scientific works, which have never been published anywhere and do not contain incorrect or excessive borrowings.

1.3. The materials sent must correspond to the subject matter of the journal presented in the following areas:

Ecology

Biological resources

Devices and methods for monitoring the environment, substances, materials and products

1.4. The materials sent must be of scientific novel and fundamental.

1.5. Manuscripts that do not correspond to the scope of the journal or are prepared without regard to the requirements of the journal in terms of their design would not be considered for publication.

2. General requirements for the preparation of articles.

2.1. The submission of materials for publication in the journal is carried out in electronic form at ecosyst.trans@gmail.com. The following materials need to be submitted to the editorial office of the journal:

a) A file with the text of the article in .doc, .docx, .rtf formats.

b) Illustrative material in .tif (LZW compression) or .jpg formats with high quality, with a resolution of at least 300 dpi for photos and 600 dpi for vector drawings. The format of the illustrations should correspond to the journal's printed area. The horizontal measurement should be 90 mm (for printing on one strip) or 190 mm (for printing the full width of the sheet). Vertical measurement – no more than 280 mm. Illustrations can be given either individually or in a spreadsheet. Names of files with illustrations should include drawing numbers (fig1.tif). Illustrations are published in color in the electronic version of the magazine and in black and white – in print. The number of illustrations per article is not specifically regulated, however, the Editorial Board reserves the right to reject material that has a disproportionately large amount of illustrations. If extensive illustrative material is necessary, it can be published as an online supplement to the article.

c) Tables must be provided in .doc, .docx, .xls, .xlsx formats. File names must include table numbers (table1.doc). The size of the tables should correspond to the printed area of the journal. Tables of a larger format can be published as an online supplement.

d) Additional materials for the article (high-resolution photographs, additional illustrative material, video files, large tables, databases, etc.) can be published on the journal's website as supplements. Supplements to all articles are published in open access.

e) A scanned copy of the completed license agreement.

Files infected with viruses are not processed and not accepted for publication.

In case the receipt of the manuscript was not confirmed by the Editorial Board within three days, it is necessary to repeat sending the manuscript to the address: aeschna@yandex.ru.

2.2. In exceptional cases it is possible to submit materials in paper form: upon personal submission to the editorial staff or by mail.

2.3. The volume of manuscripts should not exceed 80 000 characters with spaces. The recommended volume of the article to be published is 40 000 characters with spaces.

2.4. Page parameters: 210 x 297 mm (A4 format), portrait orientation. The page margins are all 20 mm. Font is normal, Times New Roman. Font size: 12 points in the main text, 10 points in footnotes. Line spacing: one-and-a-half. Text without automatic hyphenation. Article Title: Bold in the center of the page.

2.5. The manuscript is provided as a single file. The manuscript is conditionally divided into three blocks: the first – includes information about the author, abstract, key words, article text, list of used literature; the second – is entirely in English, includes information about the author, an annotation (optional), keywords (optional), a list of references (References); the third – signatures to illustrations and tables, notes for the translator and other technical information. Each block starts with a new page.

2.6. The names of taxa of generic and species level are given in italics. The first mention of the species requires the author's indication and the year of description (*Tanychora petiolata* Townes, 1973; *B. bufo* L., 1758). Names of the rank of the family and above are not marked and do not require authorship.

2.7. In the text of the article, abbreviations (except for standard ones), if necessary, are explained at the first mention. The international system of SI units is used.

2.8. The decimal point is the point (3.1415). The delimiter of the groups of digits (used at the author's request) is an indissoluble space (Ctrl + Shift + Space: 101 325). When specifying ranges of values, the numbers are separated by a dash (not to be confused with a hyphen and minus!) without spaces (13–21).

2.9. Do not use spaces or tabs to select a new line (use the paragraph and slider settings on the top ruler in MS Word to do this). Also, do not use a space to create a sparse font (use the Font-Advanced-Interval setting). To insert a new page, use the Insert-Break Page command.

3. Structure and formatting of the text.

3.1. UDC.

3.2. Article title.

3.3. Information about the authors of the article: The author's full name, academic degree (if any), academic title (if any), position, place of work/study (in full, indicating the address of the organization). One of the authors is assigned as the corresponding author and his/her valid email address is given.

3.4. Abstract of 400–800 printed characters should be informative highlighting the article's objectives, results, and conclusions.

3.5. Keywords (8–10 words). Keywords should not repeat the words indicated in the title of the work.

3.6. The text of the article. We recommend IMRaD (Introduction, Methods, Results and Discussion) structure of the article:

a) Introduction;
b) Material and methods;
c) The main part (results);
d) Conclusions (discussion of the results).

3.7. Acknowledgments and references to funding sources (grants).

3.8. References.

4. Rules for the design of in-text references.

4.1. In-text references are made in accordance to the **Harvard reference style 2**.

4.2. In-text references are taken in parentheses. They indicate:

a) for articles with one author – (surname of the author, year);
b) with two authors – (authors' surnames with "and", year);
c) with three or more authors – (surname of the first author et al., year).

Examples: (Ivanov, 2017); (Ivanov and Petrov, 2017); (Ivanov et al., 2017); ...according to Ivanov (2017)...

4.3. When quoting more than one article in one block:

a) the references are separated by a semicolon (Ivanov, 2017; Petrov, 2017);

b) when specifying several works of one author, his surname does not repeat, and the years of publication are listed comma-separated. If there is one author in the list of works issued in one year, they are supplied with alphabetic indices: a, b, c, etc .;

c) the ordering of references within the block corresponds to that in the list of literature: first – by the author's name (Russian-speakers in front), then – by the year of publication.

Examples: (Ivanov, 1991, 1992a, b, 2017; Ivanov and Petrov, 1992; Ivanov et al., 2017a, b; Petrov 1991, 1992; Johnson et al., 2017).

5. Rules for formatting the reference list.

5.1. The reference list is made in accordance to **Harvard reference style 2**.

5.2. References should fully correspond to in-text references.

5.3. The list is grouped alphabetically, at the beginning there are sources in languages with Cyrillic script (Russian, Ukrainian, Belarusian, etc.), then in foreign languages (links to works in non-Latin script languages are given in English transliteration). First, the list is sorted by the surnames of the first authors, then by the surnames of the co-authors, then by the year of publication. When quoting two or more works published by one author's team in one year, they are supplied with letter indices (2017a, 2017b, etc.).

5.4. If there is a work published in Russian and foreign languages in the list, a link to the Russian-language publication is provided in the Russian-language block.

5.5. If there is a discrepancy between the electronic and printed version of the cited publication (pages ranges and year of publication may differ), priority should be given to the printed version.

5.6. When specifying references to electronic resources (URL), the date of access to the electronic resource (accessed: 25.11.2017) is indicated.

5.7. The Editorial Board encourages authors to use specialized extensions for text editors (such as Zotero) for easier formatting of reference lists. To avoid incorrect display of links on other devices, before submitting the manuscript to the printer, you must delete the metadata that the program inserts into the text (the Remove field codes command).

5.8. Rules for compilation of bibliographic descriptions.

5.8.1. General rules.

a) The list of refences contains a complete list of authors with surnames and initials. The list of authors is separated by commas. The initials are separated by a comma (Ivanov, I.I., Petrov, P.P., Sidorov, S.S.);

b) The year of publication is indicated after the list of authors, separated from the list of authors by a comma;

c) The names of the journals are given in full, without abbreviations;

d) If available, DOI is indicated at the end of the link. The DOI is formatted as a URL (with the prefix https://doi.org/ added before the DOI code).

5.8.2. The order of bibliographic description of articles from periodicals:

Name of author (authors), Year of publication. Article title. *Journal title (fully, italicized)* **Volume** (number), Page range. DOI.

Gagarin, V.G., Gusakov, V.A., 2013. Two species of dorylaimids (Nematoda, Dorylaimida) from the waterbodies of Vietnam. *Biology of Inland Waters* **3**, 9–16. https://doi.org/10.7868/S0320965213030054.

Balen, B., Tkalec, M., Šikić, S., Tolić, S., Cvjetko, P., Pavlica, M., Vidaković-Cifrek, Z., 2011. Biochemical reactions of *Lemna minor* experimentally exposed to cadmium and zinc. *Ecotoxicology* **20** (4), 815–826. https://doi.org/10.1007/s10646-011-0633-1.

5.8.3. Book references:
Name of author (authors), Year of publication. Book title. Publishing house, Place of publication, Total number of pages.

Hodek, I., Emden, van, H.F., Honěk, A, 2012. Ecology and Behavior of the Ladybird Beetles (Coccinellidae). John Wiley & Sons, Chichester, UK, 600 p.

5.8.4. Book chapter reference:
Name of author (authors), Year of publication. Title of the chapter. In: Editor (ed.), *Title of the book (italic).* Publishing house, Place of publication, Range of pages.

Canard, M., 2001. Natural food and feeding habits of lacewings. In: McEven, P., New, T. R., Whittington, A.E. (eds.), *Lacewings in the crop environment.* Cambridge University Press, Cambridge, UK, 116–123.

5.8.5. Conference abstracts references:
Name of author (authors), Year of publication. Article title. *Abstracts of the conference... (in full, italics).* Location, Range of pages. DOI.

Muravyova, A.P., 2011. Development of ecological consciousness. *Theses of the reports of the XVIII scientific-practical conference of the Humanitarian-Ecological Institute "Ecology. Human. Society."*. Kiev, Ukraine, 4–5.

5.8.6. PhD thesis and PhD abstract thesis references:
Author's name, Year of publication. Name. *Thesis (thesis abstract) for a scientific degree... (in full, italics).* Place of publication, Total number of pages. URL.

Nikolin, O.A., 2008. Tritium in the aquatic ecosystems of the Ural region. *Biological sciences PhD thesis abstract.* Ekaterinburg, Russia, 21 p.

6. Structure and rules for the design of the English-language block.

6.1. The title of the article in English.

6.2. Information about the authors of the article (similar to information in the Russian-language block). Full name of the author, transliteration (for automatic transliteration it is recommended to use the site http://translit.net/, it is necessary to set the LC standard in the central menu of the site, section "Options..."). Avoid different versions of the transliteration of the authors' names in different journals!

6.3. Abstract and keywords – translation of relevant sections from the Russian-language block. To avoid errors, authors are advised to compile these sections themselves. Otherwise, it is done by the professional translator of the publication.

6.4. References (bibliography).

7. Formatting the References list.

7.1. The reference list is made completely identical to the reference list in Russian.

7.2. The list is grouped alphabetically. The names of the authors of Russian-language works are given in English transliteration and are arranged on an equal basis with foreign ones.

7.3. If there is a work in the list published in Russian and English, an English-language publication is included in the English-language block.

7.4. The order of registration of references is similar to that in the Russian-language list of references.

7.5. When citing Russian-language works that do not have translated English versions, the title of the work is given in English transliteration and is duplicated by the translation of the title into English in square

brackets (Biosfera i Noosfera [Biosphere and Noosphere]). Similarly, the Russian-language names of magazines (Ekologiia cheloveka [Human Ecology]) are made. The names of publishers are given in English transliteration without translation (Nauka). At the end of the link, before the DOI pointer, information about the original language (In Russian) is added in parentheses.

Chebotina, M.Y., Nikolin, O.A., 2004. Tritii v vozdushnoi srede i osadkakh raiona Beloiarskoi AES na Urale [Tritium in air and precipitation in the environment of Beloyarsk NPP, Urals]. *Ural'skii geofizicheskii Vestnik [Urals Geophisical Bulletin]* **1** (6), 107–111. (In Russian).

Bashirova, R.M., Maksimov, G.G., Akhmetova, L.A., 2009. Osnovy ekotoksikologii [Basics of Ecotoxicology]. Bashkir State University, Ufa, Russia, 120 p. (In Russian).

8. Additional information.

8.1. A list of figure captions and table titles are given at the end of the manuscript. Examples of design:
Fig. 1. Skeleton of *Microtus arvalis* vole: **A** – the skull; **B** – thoracic section; **C** – limbs.
Table 1. Daily activity of the *Microtus arvalis* vole.

8.2. Notes for the translator. We recommend the author to provide a Russian-English glossary of complex or little-known names and terms.

Трансформация экосистем

www.ecosysttrans.com

Март 2020

Том 3

№ 1 (7)

ISSN 2619-094X Print

ISSN 2619-0931 Online

Череповецкий Государственный Университет

16+

Трансформация экосистем. 2020. Том 3, № 1 (7)
Март 2020

Группы специальностей: 03.02.08 – Экология
03.02.14 – Биологические ресурсы

УЧРЕДИТЕЛЬ И ИЗДАТЕЛЬ: ФГБОУ ВО «Череповецкий государственный университет»

Периодическое издание "Трансформация экосистем» / «Ecosystem Transformation" зарегистрировано Федеральной службой по надзору в сфере связи, информационных технологий и массовых коммуникаций (Роскомнадзор).
Свидетельство о регистрации: ПИ № ФС 77-72506 от 20 марта 2018 г.

ГЛАВНЫЙ РЕДАКТОР:
А.В. Крылов, доктор биологических наук, профессор

ОТВЕТСТВЕННЫЙ РЕДАКТОР:
Д.С. Копылов, кандидат биологических наук

ЗАМЕСТИТЕЛИ ГЛАВНОГО РЕДАКТОРА:
Е.С. Иванова, кандидат биологических наук
В.Т. Комов, доктор биологических наук, профессор

РЕДКОЛЛЕГИЯ: В.О. Козьминых, Б. Мэндсайхан, Н.Н. Немова, А.А. Прокин, А.А. Протасов, И.И. Руднева, Г.В. Шурганова

НАУЧНОЕ РЕДАКТИРОВАНИЕ: М.А. Галкина, О.В. Рыжкова
ПЕРЕВОД: С.В. Николаева, Д.М. Мартынова
КОМПЬЮТЕРНОЕ МАКЕТИРОВАНИЕ: О.В. Рыжкова

ОТВЕТСТВЕННЫЙ СЕКРЕТАРЬ: Н.А. Тихомирова

Адрес издателя: ФГБОУ ВО «Череповецкий государственный университет», 162600, г. Череповец, Луначарского пр., д. 5
Адрес редакции: ФГБОУ ВО «Череповецкий государственный университет», 162602, г. Череповец, Советский пр., д. 8
Адрес типографии: 150049, г. Ярославль, ул. Свободы, д. 91

ISSN 2619-094X Print
ISSN 2619-0931 Online

© ФГБОУ ВО «Череповецкий государственный университет», 2020

Трансформация экосистем
Ecosystem Transformation
www.ecosysttrans.com

Влияние анионов солей тяжелых металлов на их токсичность для высших водных растений

Е.Г. Крылова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Россия, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок, д. 109

**panovaeg@mail.ru*

Поступила в редакцию: 18.04.2019
Принята к печати: 29.07.2019
Опубликована онлайн: 05.02.2020

DOI: 10.23859/estr-190418
УДК 504.45.054-34

ISSN 2619-094X Print
ISSN 2619-0931 Online

Проведено сравнение токсического действия солей никеля и меди с разными анионами на начальные этапы онтогенеза *Bidens cernua*. Предел токсичности исследованных солей для прорастания семянок не выявлен, что позволяет говорить о высокой устойчивости данного вида к действию ТМ по сравнению с другими представителями водных растений. Показано, что ацетаты обоих металлов токсичнее хлоридов для прорастания семянок при высоких концентрациях (500–1000 мг/л), о чем свидетельствует значительное уменьшение лабораторной всхожести. Выявлено также, что для роста проростков ацетат никеля токсичнее его хлорида, о чем говорит достоверное уменьшение (по сравнению с контрольными вариантами) значений длины главного корня и гипокотиля. Вместе с тем хлорид меди оказался токсичнее ацетата меди, о чем можно сделать вывод на основании наблюдений за развитием проростков. Данное исследование свидетельствует о необходимости учитывать анионы при сравнении действия солей ТМ на растения в рамках экспериментов.

*Ключевые слова: н*икель, медь, хлорид, ацетат, прорастание семянок, рост и развитие проростков, *Bidens cernua.*

Крылова, Е.Г., 2020. Влияние анионов солей тяжелых металлов на их токсичность для высших водных растений. *Трансформация экосистем* **3** (1), 63–70.

Введение

В связи с ростом антропогенного влияния на окружающую среду большое значение приобретает вопрос о контроле содержания тяжелых металлов (ТМ) в различных звеньях водных экосистем. Тяжелые металлы попадают в водоемы с гидрохимическим стоком, сравнительно быстро распределяются по их объемам, накапливаясь в воде и донных отложениях в различных концентрациях, иногда в сотни раз превышающих ПДК, и оказывают токсическое действие. Растительные организмы как первичное звено трофической цепи первыми испытывают на себе влияние ТМ. Устойчивость растений к их воздействию зависит от видовой принадлежности, экотипа, стадии роста, концентрации металлов, времени действия и проявляется на различных уровнях организации растительных организмов (Косицына и др., 2010; Малева и др., 2012; Чукина и Борисова, 2010; Yruela, 2009; Yusuf et al., 2011).

Для определения адаптационных возможностей водных растений изучается широкий спектр концентраций различных ТМ в экспериментальных и природных условиях. Особый интерес представляют эссенциальные ТМ (например, медь и никель), которые в высоких концентрациях ток-

сичны для физиологических процессов растений (Серегин и Кожевникова, 2006; Yruela, 2013). Ранее нами также проводились работы на некоторых видах водных растений (Крылова, 2012, 2013).

Большие дозы никеля угнетают рост и продуктивность, подавляют фотосинтез, способствуют хлорозам и некрозам листьев, побурению и торможению роста корневой системы (Серегин и др., 2003; Титов и др., 2011). Избыток меди вызывает изменения в процессах фотосинтеза и дыхания, что особенно отчетливо проявляется в молодых тканях и органах (Косицына и др., 2010).

Авторы некоторых работ считают, что в токсическом действии солей ТМ основное значение принадлежит катиону. Кислотный радикал влияет на этот эффект незначительно в силу изменения растворимости или степени диссоциации соли (Дмитриева и др., 2002). Однако имеются сведения, указывающие, что степень окисления основного элемента аниона может влиять на токсичность солей. Например, токсичность анионов, содержащих хлор и бром, увеличивается с возрастанием их степени окисления, а анионов, включающих азот и серу, снижается при повышении валентности (Левина, 1972). Поэтому целью нашей работы является определение действия анионов разных солей никеля и меди на прорастание семянок и морфофизиологические показатели проростков череды поникшей (*Bidens cernua* Linnaeus*,* 1753), аборигенного гигрофита, распространенного на влажных лугах, в болотно-луговых и прибрежно-водных сообществах (Лисицына и др., 2009; Brändel, 2004).

Материал и методы

Проращивание семянок проводилось согласно общепринятой методике (Международные правила..., 1969). Семянки после холодной влажной стратификации в течение 4–5 месяцев по 30 штук проращивали в люминостате в чашках Петри диаметром 90 мм на фильтровальной бумаге, смоченной растворами $NiCl_2$, $Ni(CH_3COO)_2$, $Cu(CH_3COO)_2$, $CuCl_2$, в объеме 15 мл на каждую чашку в концентрациях 1, 10, 25, 50, 100, 250, 500, 750 и 1000 мг/л при температуре 20–25 °С. Концентрации выбирали по рекомендации специалистов Ботанического института им. В.Л. Комарова РАН и рассчитывали для каждой соли на ион металла. Высокие концентрации использовали для выявления предела токсичности никеля и меди для прорастания семянок (т.е. той концентрации, при превышении которой они не прорастали). Эксперименты с ацетатами и хлоридами ставились в разные сроки – отсюда различия в контрольных показателях, но не в характере проявления действия разных ТМ. Длительность эксперимента составила 15 суток, повторность опытов трехкратная. Контроль – дистиллированная вода. В конце эксперимента определяли количество проросших семян в процентах – лабораторную всхожесть (Shipley and Parent, 1991). Через 15 суток из каждого варианта опыта отбирали случайным образом по 10 проростков для оценки основных морфологических параметров: длины корней (главного и придаточных), гипокотиля, семядолей и листьев. Для статистической обработки данных и построения графиков использовали программу Microsoft Office Excel 2003. Данные представили в виде средних и их стандартных отклонений ($x \pm SD$). Нормальность распределения определяли в программе Statistica 8.0. Достоверность различий величин оценивали по t-критерию Стьюдента при уровне значимости $p \leq 0.05$.

Результаты и обсуждение

Влияние хлоридов и ацетатов никеля и меди на прорастание семян

Семена в эксперименте прорастали дружно, и их всхожесть в контроле и при низких концентрациях ТМ была высокой, что свидетельствует о нормальном дозревании и способности к прорастанию (Крылова и др., 2014, 2015).

При действии хлорида никеля существенных различий лабораторной всхожести с контрольными значениями не обнаружено (Рис. 1). Значительной стимуляции или угнетения процесса прорастания не наблюдалось независимо от концентрации ТМ. Следует отметить волнообразный характер (последовательное повышение и понижение показателя) изменений лабораторной всхожести при повышении концентрации. Он отражает внутреннюю ритмику развития растений данного вида и указывает на то, что процесс прорастания формируется посредством взаимодействия механизмов выхода семян из состояния покоя с потенциальными возможностями среды, отвечающими условиям реализации прорастания (Иванова, 2006). Под влиянием ацетата никеля в концентрации 25 мг/л и выше отмечено достоверное уменьшение лабораторной всхожести по сравнению с контрольными значениями в 1.1–3.7 раза. Выявленная закономерность показывает постепенное угнетение процесса прорастания при возрастании концентрации исследуемой соли. Несмотря на изменения лабораторной всхожести, предела токсичности никеля для прорастания семянок *B. cernua* не выявлено. Ускорение прорастания при 50 мг/л (хлорид) и при 25 и 50 мг/л (ацетат), возможно, связано с активацией механизмов защиты и детоксикации ТМ (Розенцвет и др., 2003) В целом ацетат никеля значительно токсичнее хлорида никеля при высоких концентрациях ТМ (250–1000 мг/л).

Хлорид и ацетат меди оказались токсичнее солей никеля для прорастания семянок (Рис. 2).

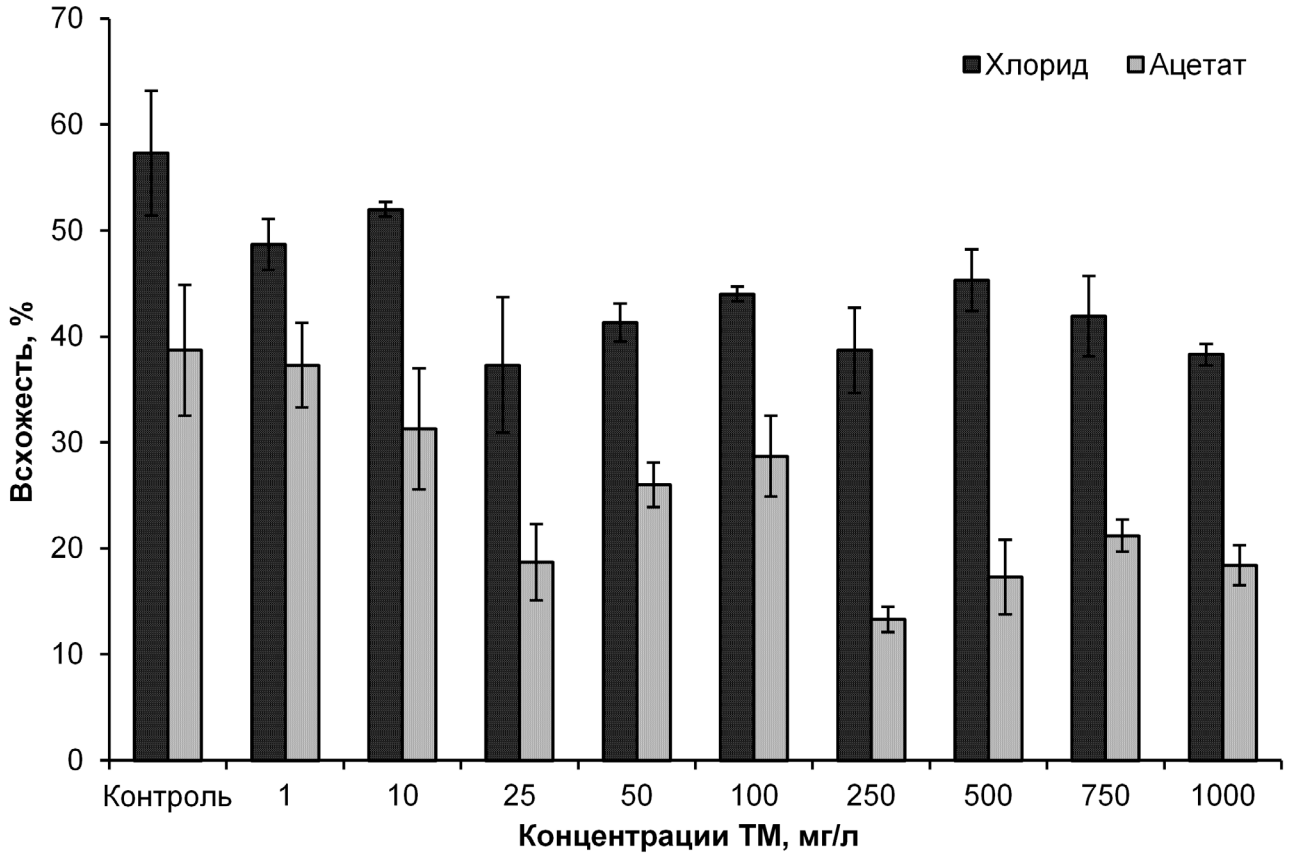

Рис. 1. Влияние солей никеля на лабораторную всхожесть семянок *B. cernua.*

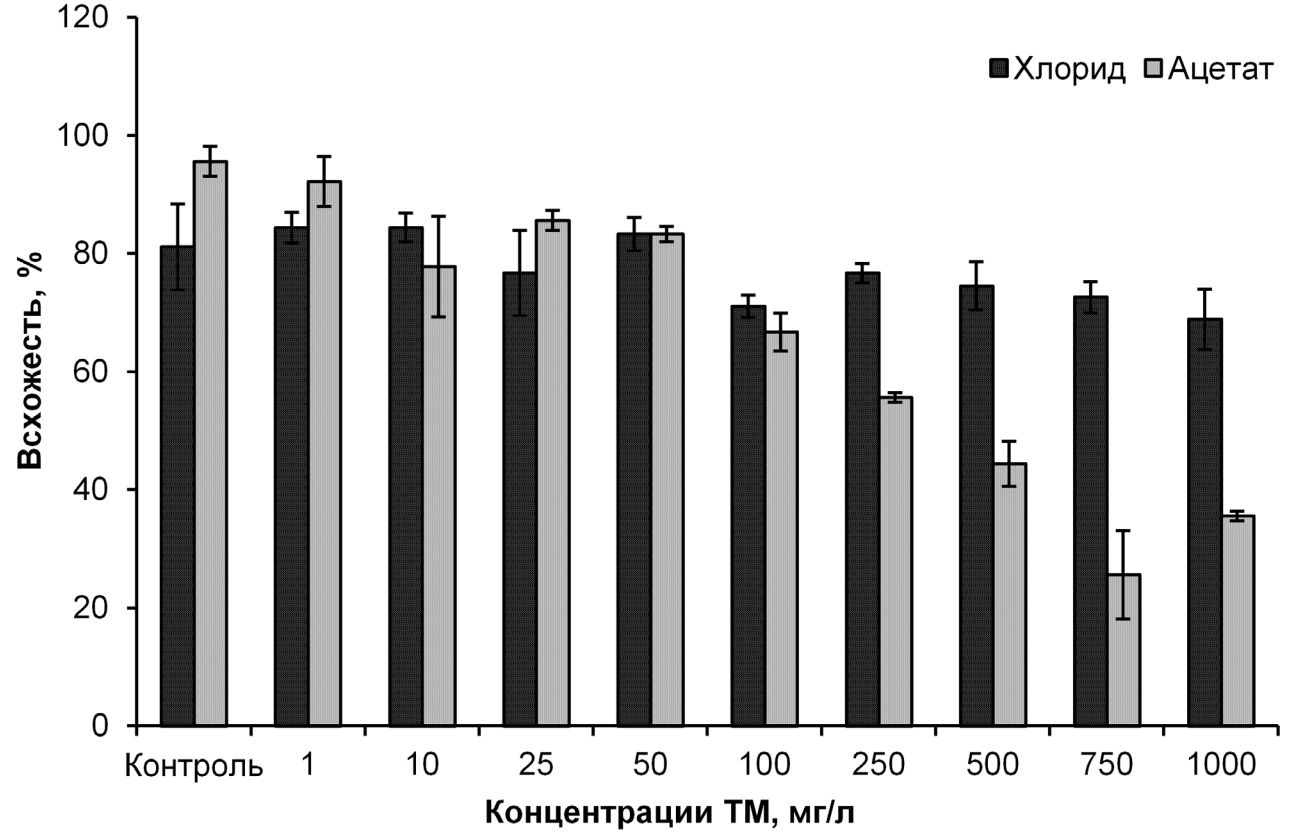

Рис. 2. Влияние солей меди на лабораторную всхожесть семянок *B. cernua*.

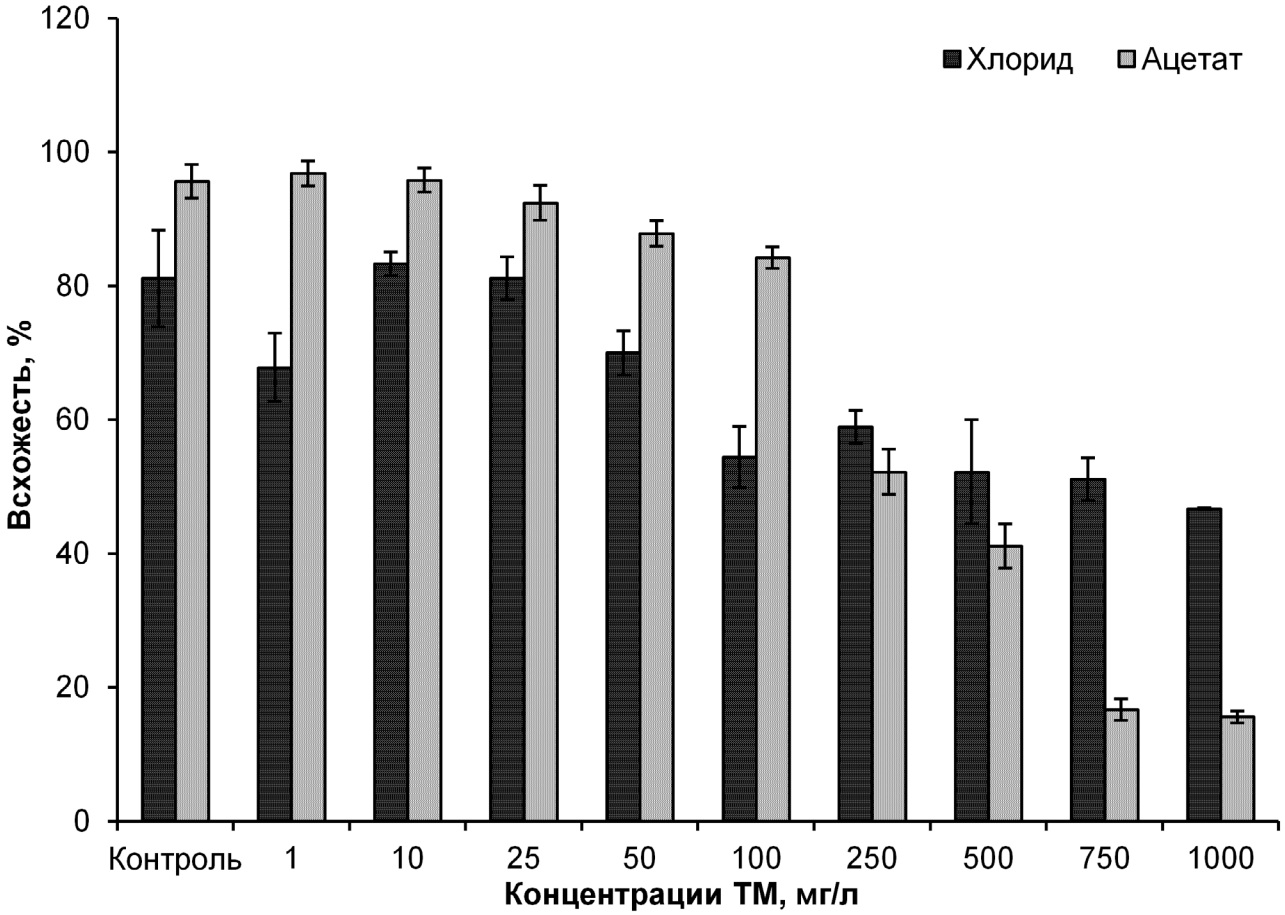

Рис. 3. Влияние солей никеля на лабораторную всхожесть семянок *A. plantago-aquatica* (Крылова, 2013).

Характер изменения лабораторной всхожести также волнообразный. При действии хлорида меди выявлена пороговая концентрация для прорастания семянок – 25 мг/л. Под действием более высоких концентраций отмечено значительное уменьшение показателей всхожести. Достоверные отличия от контрольных значений отмечены при 50 мг/л и выше (в 1.2–1.7 раза). Под влиянием ацетата меди достоверное уменьшение лабораторной всхожести в 1.1–6.1 раза отмечено при более высоких концентрациях (100 мг/л). При 1–10 мг/л отмечено превышение контрольных значений количества проросших семянок. Наши данные подтверждают имеющиеся в литературе сообщения о стимуляции прорастания семян низкими концентрациями ТМ, что, вероятнее всего, связано с активацией клеточного деления и увеличением размеров клеток (Серегин и др., 2003; Титов и др., 2011). Несмотря на изменения в некоторых показателях, предела токсичности меди для прорастания семянок *B. cernua* не выявлено. Результаты эксперимента показывают, что ацетат меди токсичнее хлорида меди для прорастания семянок исследованного вида при высоких концентрациях (250–1000 мг/л), о чем свидетельствует значительное уменьшение лабораторной всхожести.

При сравнении действия ацетатов никеля и меди с хлоридами этих ТМ можно однозначно сделать вывод, что ацетаты токсичнее хлоридов. Следует также отметить, что в обоих случаях соли меди токсичнее солей никеля (при 250–1000 мг/л), возможно, по причине способности меди вытеснять функциональные металлы из ферментов, взаимодействовать с биологическими мембранами и восстанавливать молекулярный кислород до его активных форм. Медь обладает средней степенью поглощения и может вызывать нарушение мембранных барьеров клетки, что служит причиной большего токсического эффекта по сравнению с никелем (Демидчик и др., 2001). Подобная закономерность характерна и для других видов водных растений, например, для *Alisma plantago-aquatica* L., 1753 (Крылова, 2013) (Рис. 3).

В целом прорастание семян устойчиво к действию исследованных ТМ. Подобное отмечено также другими авторами и связано, по-видимому, с низкой проницаемостью для ТМ семенной кожуры большинства видов, поэтому период от начала набухания семени до прорыва кончиком корня семенной кожуры наименее подвержен их токсическому воздействию (Лянгузова, 1999; Серегин и др., 2006; Холодова и др., 2005).

Табл. 1. Влияние разных солей никеля на морфофизиологические показатели проростков *B. cernua*. Жирным шрифтом выделены значения, достоверно отличающиеся от контрольных.

Концентрация ТМ, мг/л	$NiCl_2$					$Ni(CH_3COO)_2$				
	Длина органа, мм									
	Главный корень	Придаточные корни	Гипокотиль	Семядоля	Настоящий лист	Главный корень	Придаточные корни	Гипокотиль	Семядоля	Настоящий лист
Контроль	26.6 ± 4.8	2.1 ± 1.0	29.8 ± 3.5	4.2 ± 0.9	0.9 ± 0.5	47.8 ± 13.2	8.0 ± 6.7	20.1 ± 4.2	4.7 ± 0.6	1.2 ± 0.5
1	**2.1 ± 0.6**	0	**17.2 ± 4.4**	4.3 ± 1.0	0	**21.0 ± 7.2**	3.6 ± 2.8	20.2 ± 2.4	4.4 ± 0.5	1.1 ± 0.2
10	**3.6 ± 1.1**	**1.0 ± 0.9**	27.4 ± 4.3	**4.7 ± 1.0**	1.5 ± 0.4	**2.2 ± 0.7**	**0.3 ± 0.1**	15.3 ± 2.4	4.6 ± 0.4	0.9 ± 0.1
25	**3.7 ± 1.1**	**1.0 ± 0.8**	26.0 ± 3.9	**5.0 ± 0.6**	1.6 ± 0.7	**1.0 ± 0.2**	0	**4.2 ± 1.2**	4.3 ± 0.4	0

Табл. 2. Влияние разных солей меди на морфофизиологические показатели проростков *B. cernua*. Жирным шрифтом выделены значения, достоверно отличающиеся от контрольных. «–» – данные отсутствуют.

Концентрация ТМ, мг/л	$CuCl_2$					$Cu(CH_3COO)_2$				
	Длина органа, мм									
	Главный корень	Придаточные корни	Гипокотиль	Семядоля	Настоящий лист	Главный корень	Придаточные корни	Гипокотиль	Семядоля	Настоящий лист
Контроль	26.6 ± 4.8	2.1 ± 1.0	29.8 ± 3.5	4.2 ± 0.9	0.9 ± 0.5	47.8 ± 13.2	8.0 ± 6.7	20.1 ± 4.2	4.7 ± 0.6	1.2 ± 0.5
1	**8.4 ± 6.6**	2.8 ± 1.6	29.9 ± 4.1	**5.0 ± 0.9**	**1.9 ± 0.7**	40.5 ± 11.8	8.1 ± 5.6	19.7 ± 2,8	4.5 ± 0.4	1.1 ± 0.2
10	**1.2 ± 0.4**	**0.6 ± 0.7**	**16.4 ± 3.4**	4.4 ± 0.6	1.5 ± 0.5	**0.7 ± 0.2**	**1.5 ± 1.2**	**12.9 ± 2.9**	4.3 ± 0.4	1.3 ± 0.5
25	**1.1 ± 0.3**	**0.05 ± 0.4**	**17.2 ± 3.1**	4.3 ± 0.7	1.6 ± 0.6	**0.4 ± 0.1**	**0.7 ± 0.6**	**10.4 ± 1.9**	4.1 ± 0.3	1.0 ± 0.3
50	–	–	–	–	–	**0.4 ± 0.1**	**0.3 ± 0.1**	**3.8 ± 1.4**	**3.5 ± 0.5**	0.8 ± 0.2
100	–	–	–	–	–	**0.3 ± 0.1**	0	**1.7 ± 0.6**	**3.0 ± 0.4**	0

Влияние хлоридов и ацетатов никеля и меди на рост и развитие проростков

При использовании солей никеля рост и развитие проростков нами наблюдались только при концентрации 1–25 мг/л (Табл. 1). Наибольшее токсическое действие оба металла оказали на главный корень, достоверные отличия от контрольных значений отмечены при всех концентрациях. Корень первым испытывает воздействие ТМ и является барьером на пути поступления их в надземные органы (Нестерова, 1989). Придаточные корни отсутствовали при 1 мг/л в случае действия хлорида и при 25 мг/л под влиянием ацетата. Развитие гипокотиля значительнее угнеталось ацетатом. Рост надземной части проростков более устойчив к действию никеля, чем подземной части. Достоверного уменьшения размеров семядолей не отмечалось. При действии хлорида их морфометрические показатели увеличивались. Длина первого листа достоверно не изменялась, но при действии хлорида в концентрации 1 мг/л и ацетата в концентрации 25 мг/л он не развивался. В целом явно прослеживается большее токсическое действие ацетата никеля, чем хлорида.

В случае применения солей меди наблюдалось различие в токсическом влиянии между хлоридами и ацетатами, выраженное в большей степени, чем у никеля (Табл. 2). Под действием хлорида меди проростки также развивались при 1–25 мг/л, под действием ацетата – при 1–100 мг/л. На длину главного корня обе соли оказывали одинаковое действие, длина придаточных корней достоверно уменьшалась при высоких концентрациях обеих солей. При этом возрастало количество придаточных корней, что свидетельствует о стимулировании защитной реакции растений путем увеличения общей площади придаточных корней и, таким образом, снижения влияния ТМ. Медь вызывала достоверное уменьшение длины гипокотиля, что, вместе с заметным его искривлением, приводило к изменению ориентации в пространстве главного побега проростка. Линейные размеры семядолей достоверно уменьшались под действием ацетата меди в концентрации 50 и 100 мг/л. Однако в целом хлорид меди оказался токсичнее ацетата. К концу эксперимента при действии меди, в отличие от никеля, отмечено отмирание листьев. Ввидуменьшей подвижности меди некоторые авторы отмечали ее задержку в нижних листьях, что позже приводило к их отмиранию (Иванова и др., 2010).

Несмотря на то, что рост надземной части оказался устойчивее к действию ТМ по сравнению с ростом главного корня, с увеличением концентрации ТМ их содержание в надземной части заметно увеличивается, так как защитные барьеры корня не справляются с большим потоком токсичных ионов (Титов и др., 2003). Это может привести к гибели проростков.

При сравнении действия ацетатов и хлоридов никеля и меди на рост и развитие проростков однозначного ответа на вопрос, что токсичнее, дать нельзя. Так, ацетат никеля токсичнее его хлорида, однако токсическое действие проявлялось по-разному. Хлорид никеля в концентрации 1 мг/л значительно угнетал рост и развитие проростков, однако ее повышение до 25 мг/л вызывало рост изученных показателей. В случае действия ацетата никеля угнетение шло постепенно и к концу эксперимента проявилось в большей степени. Хлорид меди токсичнее ацетата, при его действии развитие проростков наблюдалось лишь при концентрациях 1–25 мг/л. Действие обеих солей происходило постепенно.

Заключение

Проведенное исследование влияния разных солей никеля и меди (1–1000 мг/л) на прорастание семянок и начальные этапы развития проростков *B. cernua* позволило сделать следующие выводы:

1. Предела токсичности исследованных солей ТМ для прорастания семянок не выявлено, что позволяет говорить о высокой устойчивости этого вида по сравнению с другими представителями водных растений.

2. Ацетаты обоих металлов токсичнее хлоридов для прорастания семянок при высоких концентрациях (500–1000 мг/л), о чем свидетельствует значительное уменьшение лабораторной всхожести.

3. Для роста проростков ацетат никеля токсичнее хлорида (при 10–25 мг/л), о чем свидетельствует достоверное изменение длины главного корня и гипокотиля.

4. Хлорид меди токсичнее его ацетата для роста и развития проростков (при 10–100 мг/л).

Считается, что использованная нами группа солей является производными биологически активных катионов и относительно малоактивных кислотных остатков (Cl^-, NO_3^-, CO_3^{2-}, SO_4^{2-}, PO_4^{3-} и др.), и собственной токсичностью анионов можно пренебречь (Коршун и Краснокутская, 2011). Однако наши эксперименты подтверждают вывод, который был сделан и другими авторами, что для токсического действия солей важны оба иона (Левина, 1972). Это свидетельствует о необходимости учитывать анионы при сравнении действия солей ТМ на растения.

Благодарности

Работа выполнена в рамках госбюджетной темы «Растительный покров водоемов и водотоков России: структура и динамика» (№ АААА-А18-118012690099-2). Автор выражает глубокую признательность старшему научному сотруднику

Ботанического института им. В.Л. Комарова, доктору биологических наук И.В. Лянгузовой за рекомендации по постановке опыта, а также А.Г. Лапирову и К.А. Бердник за сотрудничество при подготовке материала.

Список литературы

Демидчик, В.В., Соколик, А.И., Юрин, В.М., 2001. Токсичность избытка меди и толерантность к нему растений. *Успехи современной биологии* **121** (5), 511–525.

Дмитриева, А.Г., Кожанова, О.Н., Дронина, Н.Л., 2002. Физиология растительных организмов и роль металлов. МГУ, Москва, Россия, 160 с.

Иванова, Т.В., 2006. Изучение адаптивных механизмов самоподдержания в популяциях однолетников. В: Воскресенская, О.Л. (ред.), *Поливариантность развития организмов, популяций, сообществ.* МарГУ, Йошкар-Ола, Россия, 112–117.

Иванова, Е.М., Холодова, В.П., Кузнецов, В.В., 2010. Биологические эффекты высоких концентраций солей меди и цинка и характер их взаимодействия в растениях рапса. *Физиология растений* **57** (6), 864–873.

Коршун, М.М., Краснокутская, Л.М., 2011. Соли как объект гигиенического нормирования в воздухе рабочей зоны. *Український журнал з проблем медицини праці* **1** (25), 35–41.

Косицына, А.А., Макурина, О.М., Нестеров, В.Н., Розенцвет, О.А., 2010. Влияние ионов меди и кадмия на пигментный комплекс растений семейства Hydrocharitaceae. *Известия Самарского научного центра РАН* **12** (1), 156–161.

Крылова, Е.Г., 2012. Влияние сульфатов никеля и меди на начальные этапы онтогенеза представителей рода *Scirpus* (Cyperaceae). *Токсикологический вестник* **6**, 39–42.

Крылова, Е.Г., 2013. Прорастание семян и развитие проростков частухи подорожниковой *(Alisma plantago-aquatica* L.) в растворах солей тяжелых металлов. *Вода: химия и экология* **10**, 107–111.

Крылова, Е.Г., Бердник, К.А., Лапиров, А.Г., 2014. Влияние хлоридов никеля и меди на начальные этапы онтогенеза *Bidens cernua* (Asteraceae). *Растительные ресурсы* **50** (2), 227–235.

Крылова, Е.Г., Лапиров, А.Г., Бердник, К.А., 2015. Устойчивость начальных этапов онтогенеза *Bidens cernua* (Asteraceae) к действию ацетатов никеля и меди. *Вестник северного (арктического) федерального университета* **4**, 66–74.

Лисицына, Л.И., Папченков, В.Г., Артеменко, В.И., 2009. Флора водоемов волжского бассейна. Определитель сосудистых растений. Товарищество научных изданий КМК, Москва, Россия, 219 с.

Левина, Э.М., 1972. Общая токсикология металлов. Медицина, Ленинград, СССР, 184 с.

Лянгузова, И.В., 1999. Влияние никеля и меди на прорастание семян и формирование проростков черники. *Физиология растений* **46** (3), 500–502.

Малева, М.Г., Некрасова, Г.Ф., Борисова, Г.Г., Чукина, Н.В., Ушакова, О.С., 2012. Влияние тяжелых металлов на фотосинтетический аппарат и антиоксидантный статус элодеи. *Физиология растений* **59** (2), 216–224.

Международные правила определения качества семян, 1969. Леурда, И.Г. (ред.). Наука, Москва, СССР, 182 с.

Нестерова, А.Н., 1989. Действие тяжелых металлов на корни растений. *Биологические науки* **9** (309), 72–76.

Розенцвет, О.А., Мурзаева, С.В., Гущина, И.А., 2003. Аккумуляция меди и ее влияние на метаболизм белков, липидов и фотосинтетических пигментов в листьях *Potamogeton perfoliatus* L. *Известия Самарского научного центра РАН* **5** (2), 305–311.

Серегин, И.В., Кожевникова, А.Д., 2006. Физиологическая роль никеля и его токсическое действие на высшие растения. *Физиология растений* **53** (2), 285–308.

Серегин, И.В., Кожевникова, А.Д., Казюмина, Е.М., Иванов В.Б., 2003. Токсическое действие и распределение никеля в корнях кукурузы. *Физиология растений* **50** (5), 793–800.

Титов, А.Ф., Таланова, В.В., Лайдинен, Г.Ф., Казнина, Н.М., 2003. Влияние тяжелых металлов на растения: эколого-физиологические аспекты. *Материалы Международной конференции «Наземные и водные экосистемы Северной Европы: Управление и охрана».* Петрозаводск, Россия, 152–157.

Титов, А.Ф., Таланова, В.В., Казнина, Н.М., 2011. Физиологические основы устойчивости расте-

ний к тяжелым металлам. Учебное пособие. Карельский научный центр РАН, Петрозаводск, Россия, 77 с.

Холодова, В.П., Волкова, К.С., Кузнецов, В.В., 2005. Адаптация к высоким концентрациям солей меди и цинка растений хрустальной травки и возможность их использования в целях фиторемедиации. *Физиология растений* **52** (6), 848–858.

Чукина, Н.В., Борисова, Г.Г., 2010. Структурно-функциональные показатели высших водных растений из местообитаний с разным уровнем антропогенного воздействия. *Биология внутренних вод* **1**, 49–56.

Brändel, M., 2004. The role of temperature in the regulation of dormancy and germination of two related summer-annual mudflat species. *Aquatic Botany* **79**, 15–32.

Shipley, B., Parent, M., 1991. Germination responses of 64 wetland species in relation to seed size, minimum time to reproduction and seedling relative growth rate. *Functional Ecology* **5** (1), 111–118.

Yruela, I., 2009. Copper in plants: acquisition, transport and interactions. *Functional Plant Biology* **36** (5), 409–430.

Yruela, I., 2013. Transition metals in plant photosynthesis. *Metallomics* **5** (9), 1090–1109.

Yusuf, M., Fariduddin, Q., Hayat, S., Ahmad, A., 2011. Nickel: an overview of uptake, essentiality and toxicity in plants. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **86** (1), 1–17.

The effect of heavy metal salt anions on their toxicity to higher aquatic plants

Elena G. Krylova

Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences, Borok 109, Nekouz District, Yaroslavl Region, 152742 Russia

**panovaeg@mail.ru*

The toxic effects of nickel and copper salts with different anions were compared at the initial stages of the ontogenesis of *Bidens cernua*. No toxicity limits of the studied salts for the seed germination have been found, which suggested a high resistance of this species to the effect of HM in comparison with other representatives of aquatic plants. It has been shown that acetates of both metals are more toxic than chlorides for seed germination at high concentrations (500–1000 mg·L-1), as evidenced by a significant decrease in laboratory germination. For the seedling growth, nickel acetate was more toxic than its chloride, as evidenced by a significantly shorter main root and hypocotyl comparing to control. Meantime, copper chloride turned out to be more toxic than copper acetate, which was observed for the development of seedlings. The study indicated the need to take into account anions when comparing the effects of HM salts on plants during the experiments.

Keywords: nickel, copper, chloride, acetate, seed germination, seedling development, *Bidens cernua.*

Трансформация экосистем
Ecosystem Transformation
www.ecosysttrans.com

Современное состояние зоопланктона озера Мунозеро (Республика Карелия)

М.Т. Сярки*, Ю.Ю. Фомина

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, 185030, Россия, респ. Карелия, г. Петрозаводск, пр. Александра Невского, д. 50

**msyarki@yandex.ru*

Поступила в редакцию: 19.04.2019
Принята к печати: 11.06.2019
Опубликована онлайн: 17.01.2020

DOI: 10.23859/estr-190419
УДК 574.583:556.55(470.22)

ISSN 2619-094X Print
ISSN 2619-0931 Online

Дана оценка современного состояния и функционирования зоопланктона озера Мунозеро. Видовой состав и доминантный комплекс зоопланктона оз. Мунозеро не изменился с 50-х годов прошлого века. Индекс Шеннона–Уивера по биомассе в северо-западном и южном районах озера соответствуют олиго- и мезотрофному типу озер. Показатели сапробности находятся в β-мезосапробной зоне (умеренно загрязненная вода). Сезонные изменения в сообществе соответствуют характерным для озер Карелии закономерностям. Зоопланктон южного плеса оз. Мунозеро находится под антропогенным влиянием, которое выражается в заметных различиях видового состава, величинах индекса Шеннона–Уивера и индекса сапробности, количественных и функциональных характеристиках.

Ключевые слова: структура сообщества, видовое разнообразие, состояние экосистемы, качество воды, водоемы Карелии.

Сярки, М.Т., Фомина, Ю.Ю., 2020. Современное состояние зоопланктона озера Мунозеро (Республика Карелия) *Трансформация экосистем* **3** (1), 71–78.

Введение

Озеро Мунозеро расположено в южной части Карелии. Водоем выделяется среди других озер республики. Его воды слабо окрашены (8 град Pt-Co шкалы), содержат небольшое количество гумусовых органических веществ и относительно высоко минерализованы (97.8 мг/л) по сравнению с другими водоемами республики. Минерализация большинства карельских озер находится в пределах 15–40 мг/л, в среднем составляет 25 мг/л (Филатов и Кухарев, 2013). Озеро вытянуто с севера на юг и имеет сложную двухлопастную форму. Плесы обладают разной глубиной и различаются по уровню антропогенной нагрузки. На южном берегу озера расположен поселок Спасская губа, кроме того, южный район озера испытывает влияние сточных вод санаториев «Дворцы» и «Марциальные воды». Северный берег озера входит в охранную зону государственного природного заповедника «Кивач». По данным А.В. Сабылиной и О.И. Икко (2019) северо-западный плес оз. Мунозеро имеет низкие величины $БПК_5$ (0.58–0.75 мг/л), в южной части водоема эти значения в 2 раза выше (0.69–2.12 мг/л). Содержание взвешеных веществ невысокое и варирует от 0.6 до 2.0 мг/л. Концентрация общего фосфора также значительно отличается по районам. В северо-западном она составляет в среднем 8 мкг/л, в южном – 12 мкг/л. Концентрация общего азота в северо-западном плесе составила 0.01–0.17 мг/л, в южном – 0.01–0.24 мг/л. В целом северо-западный район оз. Мунозеро соответствует олиготрофному уровню, в южном районе отмечено развитие процессов эвтрофирования. Начиная с 1990-х гг. наблюдается маштабное зарастание литорали южного плеса озера, поэтому обогащение органическим веществом и

биогенами в этой части водоема происходит не только из-за сбрасывания хозяйственно-бытовых сточных вод, но и в процессе разложения высшей водной растительности.

В последние десятилетия на территории Карелии отмечено повышение среднегодовой температуры воздуха, увеличение годового количества атмосферных осадков (Назарова, 2014), преобладание мягких зим, слабое промерзание почвы, увеличение стока с заболоченных территорий в зимний период (Калинкина и др., 2019). Такие изменения среды влияют на функционирование водных сообществ. Так, повышение цветности приводит к снижению продуктивности озерного фитопланктона (Jones, 1992), измельчанию рачкового планктона (Soranno et al., 1993), снижению скорости роста рыб (Rask et al., 2000). Изменение температурного режима ведет к перераспределению отдельных групп и видов зоопланктона (Лазарева и Соколова, 2013; Izmest'eva et al., 2016), а также к сдвигам в их жизненных циклах (Adrian et al., 2006), поэтому актуальным является изучение функционирования зоопланктона в течение всего вегетационного периода с учетом сезонности.

Целью работы является оценка современного состояния и функционирования зоопланктона оз. Мунозеро.

Материалы и методы

Озеро Мунозеро относится к бассейну Балтийского моря и реки Шуя. Его общая площадь – 13.2 км^2, максимальная глубина – 55.0 м, средняя глубина – 14.4 м, объем водной массы – 0.19 км^3 (Филатов и Кухарев, 2013).

Исследования проводились в мае, июле и сентябре 2018 г. на станциях в северо-западном (глубина 39.5 м) и южном плесе (глубина 19.0 м) озера. Пробы отбирались и обрабатывались стандартными методами (Винберг и Лаврентьева, 1984). Для облова использовалась сеть Джеди (с диаметром входного отверстия 18 см и размером пор 100 мкм) на горизонтах 0–5 м, 5–10 м и 10 м–дно. Подсчет организмов велся по размерно-поло-возрастным группам. Таксономическая идентификация видов проводилась по «Определителю зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1» (Алексеев и Цалолихин, 2010). Расчет биомассы выполнялся по формулам связи массы с длиной тела гидробионтов (Балушкина и Винберг, 1979). Вычисления производились отдельно по размерно-поло-возрастным группам для каждого вида, затем суммировались по пробам, далее рассчитывались средневзвешенные величины по станции.

Продукция и функциональные характеристики вычислялись физиологическим методом с помощью общепринятых для зоопланктона коэффициентов (Винберг и Лаврентьева, 1984). За нижнюю границу доминирования принималось обилие 10% от суммарного. Индекс Шеннона–Уивера рассчитывался для каждой станции по сезонам с использованием средневзвешенных показателей биомассы видов в столбе воды. Индекс сапробности определялся с учетом сапробных характеристик видов, скорректированных для водоемов Карелии (Куликова, 1983).

Результаты и обсуждение

За время исследования в пелагиали оз. Мунозеро отмечено 35 видов и таксономических групп рангом ниже рода (веслоногих – 8, ветвистоусых – 15, коловраток – 12) (Табл. 1).

Количество видов изменялось по сезонам от 18–19 весной до 25–28 в летний период. Основу летнего планктона всего озера составляли рачки *Thermocyclops oithonoides*, *Daphnia (D.) cristata*, *Bosmina (E.)* cf. *coregoni* и коловратки рода *Asplanchna*. Во все сезоны отмечен крупный реликтовый рачок *Limnocalanus macrurus*. В южном плесе, ввиду более благоприятных термических и трофических условий, зафиксировано большее количество видов (35 против 27), в основном за счет ветвистоусых рачков (*Limnosida frontosa*, *Sida crystallina*, *Daphnia (D.) galeata, Daphnia (D.) longispina*, *Alonella nana*). Кроме того, в южном районе были отмечены веслоногий рачок *Eurytemora lacustris* и коловратка *Lacinularia ismailoviensis*. Таким образом, зоопланктон Мунозера представлен обычными для глубоководных озер Карелии видами. Сравнение с данными предыдущих лет показало, что видовой состав и доминантный комплекс зоопланктона оз. Мунозеро не изменился с 50-х годов прошлого века (Гордеева-Перцева, 1957; Ильмаст и др. 2015; Куликова, 2004). Количество идентифицируемых видов (30–40) зависело от методических особенностей и районов исследования.

Индекс Шеннона–Уивера по биомассе в северо-западном плесе озера колебался по сезонам от 2.52 до 2.88, в южном плесе варьировал от 2.18 до 2.81. Согласно И.Н. Андрониковой (1996) такие значения индекса соответствуют олиго- и мезотрофному типу озер.

Показатели сапробности изменялись мало: в северо-западном районе озера от 1.60 (весной) до 1.70 (летом и осенью), в южном районе – от 1.70 (весной и осенью) до 1.74 (летом). Показатели сапробности соответствуют β-мезосапробной зоне (умеренно загрязненная вода) (Деревенская, 2015). Процент видов-индикаторов, показателей мезотрофии в обоих районах колебался от 55 до 70% от списка видов.

За исследованный вегетационный период численность зоопланктона северо-западного плеса изменялась в 9 раз, биомасса – в 43 раза; для южного плеса их величины менялись в 14 и 63 раза соответственно (Табл. 2). Самые низ-

Табл. 1. Видовой состав зоопланктона пелагиали оз. Мунозеро по месяцам.

№ п/п		Вид	Северо-западный плес			Южный плес		
			V	VII	IX	V	VII	IX
1	Copepoda	*Limnocalanus macrurus* Sars, 1863	+	+	+	+	+	+
2		*Eudiaptomus gracilis* (Sars, 1863)	+	+	+	+	+	+
3		*Heterocope appendiculata* Sars, 1863	–	+	+	–	+	–
4		*Eurytemora lacustris* (Poppe, 1887)	–	–	–	–	+	–
5		*Mesocyclops leuckarti* (Claus, 1857)	+	+	+	+	+	+
6		*Thermocyclops oithonoides* (Sars, 1863)	+	+	+	+	+	+
7		*Cyclops* sp.	+	+	–	+	–	–
8		*Acanthocyclops* sp.	+	+	+	+	+	+
9	Cladocera	*Diaphanosoma brachyurum* (Liévin, 1848)	–	+	+	–	+	+
10		*Limnosida frontosa* Sars, 1862	–	–	–	–	+	+
11		*Sida crystallina* (Müller, 1776)	–	–	–	–	–	+
12		*Holopedium gibberum* Zaddach, 1855	+	+	+	+	+	+
13		*Ceriodaphnia quadrangular* (Müller, 1785)	–	+	+	–	+	+
14		*Daphnia (Daphnia) cristata* Sars, 1862	–	+	+	–	+	+
15		*D. (Daphnia) galeata* Sars, 1864	–	–	–	–	–	+
16		*D. (Daphnia) longispina* (Müller, 1785)	–	–	–	–	+	–
17		*D. (Daphnia) longiremis* Sars, 1862	+	–	–	+	–	–
18		*Bosmina (Bosmina) longirostris* (Müller, 1785)	–	+	–	+	+	–
19		*Bosmina (Eubosmina)* cf. *coregoni* Baird, 1857	–	+	+	–	+	+
20		*Bosmina (Eubosmina)* cf. *longispina* Leydig, 1860	+	+	+	–	+	+
21		*Alonella nana* (Baird, 1850)	–	–	–	+	+	–
22		*Leptodora kindtii* (Focke, 1844)	–	+	–	–	+	+
23		*Polyphemus pediculus* (Linnaeus, 1761)	+	+	–	–	+	+
24	Rotifera	*Bipalpus hudsoni* (Imhof, 1891)	+	+	–	+	+	+
25		*Conochilus unicornis* Rousselet, 1892	+	+	+	+	+	+
26		*Filinia longiseta* (Ehrenberg, 1834)	–	+	–	+	+	–
27		*Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879)	+	+	+	+	+	+
28		*Keratella cochlearis* (Gosse,1851)	+	+	+	+	+	+
29		*Keratella quadrata* (Müller, 1786)	+	+	–	+	+	+
30		*Lacinularia ismailoviensis* (Poggenpol, 1872)	–	–	–	–	–	+
31		*Polyarthra dolychoptera* Idelson, 1925	+	–	+	+	–	–
32		*Polyarthra major* Burckhardt, 1900	–	+	–	–	+	–
33		*Synchaeta pectinata* Ehrenberg, 1832	+	+	+	+	+	+
34		*Asplanchna* sp.	+	+	+	+	+	+
35		*Philodina* sp.	–	–	+	–	–	+

кие количественные показатели были отмечены в мае, когда зоопланктон еще не начал активно развиваться. Максимальные показатели в северном плесе отмечены летом, а в южном – осенью.

Такое различие может быть объяснено сдвигом во времени летнего максимума зоопланктона в плесах. Вероятно, более благоприятные термические условия вызвали более позднее начало осеннего снижения показателей в южном районе.

Летние количественные показатели зоопланктона озера были сопоставимы по величине с данными, отмеченными в 2005 г. (Ильмаст и др., 2015). По шкале С.П. Китаева (2007) летняя биомасса зоопланктона северо-западного плеса озера отражала олиготрофный статус планктонной системы, в районе южного плеса – α-мезотрофный уровень летом и β-мезотрофный статус осенью, что указывает на рост кормовой базы в этом районе. Возможно, высокие количественные показатели в сентябре 2018 г. явились следствием температурных особенностей года и не характерны для озера в долговременном плане.

Сезонные изменения в структуре зоопланктона оз. Мунозеро носят закономерный для озер Карелии характер. Обычно ранней весной и осенью основу зоопланктона составляют веслоногие рачки (Табл. 3). При прогреве воды поздней весной возрастает роль коловраток, а в теплый летний период увеличивается количество ветвистоусых. Изменение структуры сообществ в изученных районах было несинхронным, в период съемки они находились в различных фазах сезонного развития. Можно отметить, что в южном плесе летом преобладали ветвистоусые, что указывает на более высокий уровень трофии, чем в северном плесе.

Табл. 2. Численность и биомасса зоопланктона оз. Мунозеро по сезонам.

Сезон	Северо-западный плес		Южный плес	
	Численность			
	тыс. экз./м^3	тыс. экз./м^2	тыс. экз./м^3	тыс. экз./м^2
Весна	3.54	141.5	8.71	174.3
Лето	31.54	1198.7	60.35	1207.0
Осень	10.37	415.0	119.04	1904.6
	Биомасса			
	г/м^3	г/м^2	г/м^3	г/м^2
Весна	0.020	0.79	0.048	0.96
Лето	0.854	32.46	1.609	32.19
Осень	0.180	7.18	3.004	48.06

Табл. 3. Соотношение основных групп (%) зоопланктона по сезонам.

Сезон	Северо-западный плес			Южный плес		
	Веслоногие	Ветвистоусые	Коловратки	Веслоногие	Ветвистоусые	Коловратки
	Численность					
Весна	58.0	1.2	40.7	37.8	3.2	59.1
Лето	22.0	27.8	50.2	36.0	51.4	12.6
Осень	64.4	18.2	17.4	51.2	32.1	16.7
	Биомасса					
Весна	77.2	5.5	17.3	51.4	10.9	37.7
Лето	13.9	31.7	54.4	13.7	71.1	15.3
Осень	51.4	36.3	12.3	28.2	47.5	24.3

Вертикальное распределение зоопланктона по районам несколько различалось. Весной основу численности на всех глубинах составляли коловратки, за счет доминирования *Kellicottia longispina* и *Conochilus unicornis*, и веслоногие рачки, за счет развития *Thermocyclops oithonoides* и науплий циклопов. Более половины (60–70%) зоопланктонного сообщества северо-западного и южного плесов было сосредоточено в верхнем 5-метровом слое (Рис. 1). В весенний период в поверхностных слоях создаются благоприятные температурные и трофические условия для развития планктеров.

Летом в слое 0–10 м преобладали ветвистоусые рачки и веслоногие рачки. Основную роль играли *Daphnia (D.) cristata*, *Bosmina (E.)* cf. *coregoni*, *Thermocyclops oithonoides*. В южной части в число доминантов входили *Bosmina (E.)* cf. *longispina* и *Mesocyclops leuckarti*. В конце июля с прогревом водных масс основная доля зоопланктона северо-западного и южного района концентрировалась в слое 5–10 м. В северо-западном районе в слое 10–38 м ведущую роль играли коловратки *Kellicottia longispina* и *Asplanchna* sp. В южном районе в слое 10–20 м три группы зоопланктона имели примерно равную долю за счет *Bosmina (E.)* cf. *longispina*, *Daphnia (D.) cristata*, видов рода *Asplanchna* и науплий циклопов.

Осенью на всех глубинах преобладали *Eudiaptomus gracilis*, *Mesocyclops leuckarti*, *Thermocyclops oithonoides, Daphnia (D.) cristata*. В северо-западном плесе в число доминантов входила также *Kellicottia longispina*, в южном – *Bosmina (E.)* cf. *coregoni* и виды рода *Asplanchna.* Максимальная численность зоопланктеров в северо-западной части озера, как и весной, отмечена в поверхностном слое, в южной части – в слое 10–20 м. В южном плесе доля ветвистоусых рач-

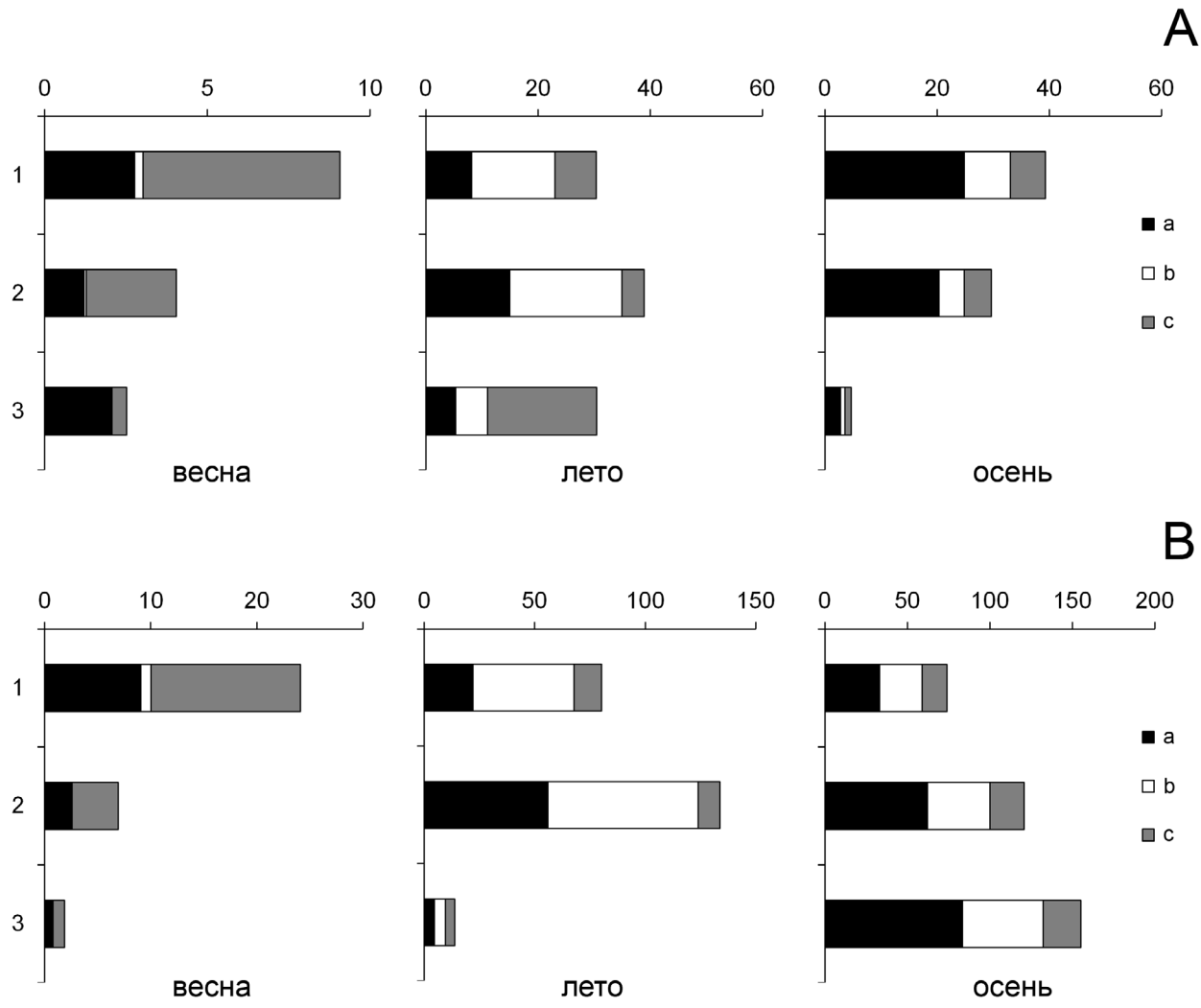

Рис. 1. Вертикальное распределение численности (N, тыс. экз./м^3) зоопланктона северо-западного (**A**) и южного (**B**) плесов оз. Мунозеро в разные сезоны. 1 – слой 0–5 м; 2 –слой 5–10 м; 3 – слой глубже 10 м; a – веслоногие; b – ветвистоусые; c – коловратки.

Табл. 4. Суточная продукция, деструкция и рацион (ккал·м$^{-2}$·сут.$^{-1}$) зоопланктона оз. Мунозеро по сезонам.

Сезон	Северо-западный плес			Южный плес		
	Продукция	Траты на дыхание	Рацион	Продукция	Траты на дыхание	Рацион
Весна	0.019	0.053	0.105	0.026	0.070	0.136
Лето	0.683	1.694	3.718	1.470	3.606	8.057
Осень	0.151	0.628	1.214	1.279	3.799	7.993
Среднесуточная	0.284	0.792	1.679	0.925	2.492	5.395

Табл. 5. Общий баланс потоков (ккал/м^2) в сообществе зоопланктона оз. Мунозера за вегетационный период.

Районы	Общая продукция (P)	Общая деструкция (R)	Рацион мирных (См)	Средняя биомасса (B)	P/B
Северо-западный плес	38.0	105.0	197	6.7	5.6
Южный плес	123.0	331.0	625	13.5	9.1

ков и веслоногого рачка *Eudiaptomus gracilis* была почти в 2 раза больше, чем в северном, что объясняет разницу в вертикальном распределении.

Функциональные характеристики зоопланктона отражают наши представления о потоках вещества и энергии, проходящих через сообщество. Величина потока зависит от биомассы зоопланктона, его структуры и температуры окружающей среды. Суточная продукция и другие характеристики сообщества были минимальны в весенний период, при низких температурах и преобладании медленно растущих веслоногих. Максимальные скорости потребления, деструкции и продуцирования зоопланктона в северо-западном районе отмечались в летний период и заметно снижались к осени. Суточные функциональные величины для зоопланктона южного плеса в июле и сентябре были примерно равны (по всей видимости, максимум их был в августе, между съемками) (Табл. 4).

В целом функционирование зоопланктона в южной части озера более интенсивно, что обеспечивается лучшим состоянием кормовой базы фильтраторов за счет увеличения уровня трофии (Сабылина и Икко, 2019).

Считается, что поток вещества и энергии, проходящий через сообщество пелагического зоопланктона, соизмерим с объемом потребления мирных фильтраторов (Табл. 5). Часть вещества и энергии теряется при ассимиляции, часть тратится на дыхание, остальная образует вторичную продукцию и идет на прирост биомассы.

Для оз. Мунозеро P/B-коэффициент, отражающий интенсивность образования продукции на единицу биомассы, соответствует планктонным системам олиготрофного типа. Продуктивность зоопланктона северо-западной части оз. Мунозеро почти в три раза меньше, чем в южном районе (Табл. 5).

Выводы

Видовой состав и доминантный комплекс зоопланктона оз. Мунозеро не изменился с 50-х гг. прошлого века. Индекс Шеннона–Уивера по биомассе в северо-западном и южном районах водоема соответствуют олиго- и мезотрофному типу озер. Показатели сапробности находятся в β-мезосапробной зоне (умеренно загрязненная вода). Сезонные изменения в сообществе соответствуют характерным для озер Карелии закономерностям.

Зоопланктон южного плеса оз. Мунозеро находится под антропогенным влиянием, которое приводит к заметным различиям видового состава, индекса Шеннона–Уивера, величине индекса сапробности, количественных и функциональных характеристик.

Благодарности

Работа выполнена в рамках Государственного задания Института водных проблем Севера Карельского Научного Центра РАН.

Список литературы

Алексеев, В.Р., Цалолихин, С.Я. (ред.), 2010. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон. Товарищество научных изданий КМК, Москва, Россия, 495 с.

Андроникова, И.Н., 1996. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. Наука, Санкт-Петербург, Россия, 189 с.

Балушкина, Е.В., Винберг, Г.Г., 1979. Зависимость между длиной и массой тела планктонных ракообразных. В: Винберг, Г.Г. (ред.), *Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер.* Наука, Ленинград, СССР, 58–72.

Винберг, Г.Г., Лаврентьева, Г.М. (ред.), 1984. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов в гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. ГосНИОРХ, Ленинград, СССР, 33 с.

Гордеева-Перцева, Л.И., 1957. Гидробиологическая характеристика. *Рыбное хозяйство Карелии* **7**, 107–117.

Деревенская, О.Ю., 2015. Методы оценки качества вод по гидробиологическим показателям: учебно-методическая разработка по курсу «Гидробиология». КФУ, Казань, Россия, 44 с.

Ильмаст, Н.В., Кучко, О.П., Милянчук, Н.П., 2015. Водные экосистемы особо охраняемых природных территорий Карелии. *Известия Самарского научного центра РАН* **17** (6), 299–303.

Калинкина, Н.М., Теканова, Е.В., Сабылина, А.В., Рыжаков, А.В., 2019. Изменения гидрохимического режима Онежского озера с начала 1990-х годов. *Известия РАН. Серия географическая* **1**, 62–72. DOI: https://doi.org/10.31857/S2587-55662019162-72

Китаев, С.П., 2007. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Карельский научный центр РАН, Петрозаводск, Россия, 395 с.

Куликова, Т.П., 1983. Рекомендации по определению сапробности с учетом биологических особенностей планктонных организмов Карелии. Карельский филиал АН СССР, Петрозаводск, СССР, 1983, 6 с.

Куликова, Т.П., 2004. Зоопланктон водных объектов бассейна реки Шуи (Карелия). Карельский научный центр РАН, Петрозаводск, Россия, 124 с.

Лазарева, В.И., Соколова, Е.А., 2013. Динамика и фенология зоопланктона крупного равнинного водохранилища: отклик на изменение климата. *Успехи современной биологии* **133** (6), 564–574.

Назарова, Л.Е., 2014. Изменчивость средних многолетних значений температуры воздуха в Карелии. *Известия РГО* **146** (4), 27–33.

Сыбылина А.В., Икко О.И., 2019. Оценка тенденций изменения химических показателей воды озера Мунозеро в многолетнем плане. *Труды Карельского научного центра РАН. Серия Экологические исследования* **9***,* 76–90.

Филатов, Н.Н., Кухарев, В.И. (ред.), 2013. Озера Карелии. Справочник. Карельский научный центр РАН, Петрозаводск, Россия, 464 с.

Adrian, R., Wilhelm, S., Gerten, D., 2006. Life-history traits of lake plankton species may govern their phenological response to climate warming. *Global Change Biology* **12**, 652–661.

Izmest'eva, L.R., Moore, M.V., Hampton, S.E., Ferwerda, C.J., Gray, D.K., Woo, K.H., Pislegina, H.V., Krashchuk, L.S., Shimaraeva, S.V., Silow, E.A., 2016. Lake-wide physical and biological trends associated with warming in Lake Baikal. *Great Lakes Research* **24**, 6–17.

Jones, R.I., 1992.The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. *Hydrobiologia* **229**, 73–91.

Rask, M., Appelberg, M., Hesthagen, T., Tammi, J., Beier, U., Lappalainen, A., 2000. Fish status survey of Nordic lakes – species composition, distribution, effects of environmental changes. *TemaNord* **508**, 1–58.

Soranno, P.A., Carpenter, S.R., He, X., 1993. Zooplankton biomass and body size. In: Carpenter, .R., Kitchell, J.F. (eds), *The trophic cascade in lakes.* Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain, 172–188.

Current state of zooplankton of Lake Munozero (Republic of Karelia, Russia)

Mariya T. Syarki*, Yuliya Yu. Fomina

Northern Water Problems Institute of Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences, ul. Aleksandra Nevskogo 50, Petrozavodsk, Republic of Karelia, 185030 Russia

**msyarki@yandex.ru*

The modern state and functioning of the zooplankton community of Lake Munozero has been assessed. The species composition and dominant zooplankton complex of Lake Munozero has not changed since the 1950s. The Shannon–Weaver index in terms of biomass corresponds to the oligo- and mesotrophic type of lakes in the northwestern and southern areas of the lake, respectively. Saprobity indicators refer to the β-mesosaprobic zone (moderately polluted water). Seasonal changes in the zooplankton community correspond to the dynamics common for the lakes of Karelia. Zooplankton community of the southern area of Lake Munozero is under anthropogenic load, this is expressed in noticeable differences in the species composition, Shannon–Weaver index, saprobity index, and in quantitative and functional characteristics.

Keywords: community structure, species diversity, ecosystem status, water quality, water bodies of Karelia.

Трансформация экосистем
Ecosystem Transformation
www.ecosysttrans.com

Метацеркарии трематод в глазах рыб из водохранилищ Монголии

Д.И. Лебедева[1]*, Г.А. Яковлева[1], Д.О. Зайцев[2], Б. Мэндсайхан[3]

[1] Институт биологии Карельского научного центра РАН, 185910, Россия, г. Петрозаводск, ул. Пушкинская, д. 11

[2] Петрозаводский государственный университет, 185910, Россия, г. Петрозаводск, пр Ленина, д. 33

[3] Институт географии и геоэкологии Академии наук Монголии, 15170, Монголия, г. Улан-Батор, ул. Баруун Сэлбэ, п.я. 81

**daryal78@gmail.com*

Поступила в редакцию: 17.10.2019
Принята к печати: 05.11.2019
Опубликована онлайн: 24.01.2020

DOI: 10.23859/estr-191017
УДК 576.895.122:597.2/.5:556.55(517)

ISSN 2619-094X Print
ISSN 2619-0931 Online

Исследован видовой состав метацеркарий трематод в глазах рыб (*Oreoleuciscus potanini* и *Thymallus brevirostris*) Тайширского и Дургунского водохранилищ в 2011 г., спустя 4 и 3 года после их образования соответственно. Выявлено 7 видов трематод родов *Diplostomum*, *Tylodelphys*, *Ichthyocotylurus*, *Posthodiplostomum*. Проведено сравнение видового состава паразитов с таковым из глаз рыб в водоемах Котловины Больших озер.

Ключевые слова: метацеркарии, *Diplostomum, Thymallus brevirostris, Oreoleuciscus potanini,* Монголия, водохранилища.

Лебедева, Д.И., Яковлева, Г.А., Зайцев, Д.О., Мэндсайхан, Б., 2020. Метацеркарии трематод в глазах рыб из водохранилищ Монголии. *Трансформация экосистем* **3** (1), 79–86.

Введение

Многочисленные исследования показали, что паразиты могут служить индикаторами состояния водохранилищ и процессов, протекающих в них (Жохов и Пугачева, 1996; Иешко и др., 2012; Изюмова, 1977; Минеева, 2016; Сорокина, 2015). С данной точки зрения особенно интересны исследования паразитов со сложным жизненным циклом, например, трематод. Эти гельминты в своем развитии связаны с разными видами беспозвоночных, рыб и птиц, обитающих в водоеме и на его побережьях. Поэтому видовой состав и количественные показатели инвазии хозяев всех уровней отражают процессы, происходящие в экосистемах водохранилищ.

В связи с экономической необходимостью на территории Западной Монголии в первом десятилетии XXI в. возведены две крупнейшие ГЭС, в результате чего образовались два водохранилища – Дургунское и Тайширское. Дургунская электростанция построена в 2008 г. на р. Чонохарайх, представляющей собой протоку между озерами Хар-Ус и Хар. Высота плотины составляет 20 м, длина по гребню – 252 м. Тайширская электростанция построена в 2007 г. в верховьях крупнейшего водотока Западной Монголии – р. Дзабхан. Высота плотины – 50 м, длина по гребню – 190 м (Крылов, 2012).

Исследования различных аспектов состояния этих водохранилищ: гидрологии (Munguntsetseg et al., 2011), зоопланктона (Крылов, 2012, 2013; Крылов и др., 2014, 2018), макрозообентоса (Prokin, 2018), ихтиофауны (Дгебуадзе и др., 2014; Мэндсайхан и др., 2015), – уже частично опубликованы. Данные по паразитам рыб и других гидробионтов созданных водохранилищ пока отсутствуют.

Наша работа посвящена исследованию видового состава метацеркарий трематод, обнаруженных в глазах рыб Тайширского и Дургунского водохранилищ.

Материалы и методы

Исследования проведены в июле – августе 2011 г. на территории Западной Монголии в Котловине Больших Озер, где расположены Тайширское и Дургунское водохранилища. Пресноводные экосистемы исследуемого региона принадлежат к Центрально-Азиатскому бессточному бассейну (Рыбы Монгольской Народной Республики..., 1983). В рыбном населении водоемов Центрально-Азиатского Бессточного бассейна Монголии доминируют алтайские османы (*Oreoleuciscus potanini* Kessler, 1879), также отмечены монгольский хариус (*Thymallus brevirostris* Kessler, 1879), гольцы родов *Orthrias* Jordan et Fowler, 1903, *Barbatula* Linck, 1790 и *Triplophysa* Rendahl, 1933 (Дгебуадзе и др., 2014, Мэндсайхан и др., 2015; Прокофьев, 2016). Материалом для работы послужили сборы паразитов из глаз двух видов рыб – алтайского османа и монгольского хариуса. В Тайширском водохранилище изучено 15 экземпляров османа и 15 экземпляров хариуса, в Дургунском – 11 экземпляров османа. Помимо этого для анализа частично были привлечены данные по паразитам рыб из других водоемов Монголии, в том числе входящих в систему Котловины Больших Озер.

Возраст монгольского хариуса определялся по чешуе, алтайского османа – по жаберным крышкам (Правдин, 1966; Чугунова, 1959). В контрольных уловах встречались алтайские османы в возрасте до 26 лет, а 65% всех пойманных рыб составляли молодые особи (Мэндсайхан и др., 2015). В Тайширском водохранилище в контрольных уловах встречались османы в возрасте до 25 лет, а 47.8% от всех пойманных рыб составляли особи в возрасте 13+…15+. Возраст хариуса в Тайширском водохранилище достигал 11+, однако основу уловов составляли рыбы в возрасте 3+ (38.5%) и 4+ (21.2%).

Сбор, фиксация и камеральная обработка паразитологического материала проводились по общепринятым методикам (Быховская-Павловская, 1985; Шигин, 1986). Метацеркарий извлекали из тканей хозяев, раскладывая в чашки Петри в зависимости от локализации и предварительной идентификации до рода. Затем личинок умерщвляли путем добавления подогретой воды и после гибели фиксировали 96% этиловым спиртом. Вслед за этим часть метацеркарий окрашивали уксусно-кислым кармином, в дальнейшем из них монтировали тотальные препараты с заливкой в канадский бальзам. Другая часть зафискированных гельминтов была использована для молекулярных исследований.

Идентификация паразитов проводилась по ключам (Судариков и др., 2002; Шигин, 1986; Faltýnková et al., 2014; Locke et al., 2015; Pérez-del-Olmo et al., 2014; Selbach et al., 2015).

Помимо морфологических методов для идентификации паразитов, в особенности рода *Diplostomum* Nordmann 1832*,* использовалась молекулярная идентификация по маркеру ITS1 + 5.8S + ITS2 рДНК.

ДНК для генетического анализа выделяли с помощью наборов «ДНК-Экстран» («Синтол», Москва). Для получения ПЦР-продукта и его секвенирования использовали универсальные праймеры, применяемые для баркодинга диплостомид – D1F (5’-AGGAATTCCTGGTAAGTGCAAG-3’) и D1R (5’-CGTTACTGAGGGAATCCTGG-3’) (Moszczynska et al., 2009). Во всех случаях ПЦР-продукты получали на амплификаторе «BioRad T100». Амплификацию проводили в 25 мкл буфера производства фирмы «Fermentas» (75 мМ Tris-HCl (pH = 8.8), 20 мМ $(NH)_2SO_4$, 0.1% Tween 20, 2 мМ $MgCl_2$). Смесь для амплификации содержала около 300 нг тотальной клеточной ДНК, по 200 нмоль каждого из четырех дезоксирибонуклеотидов, по 10 пмоль прямого и обратного праймеров и 0.7 ед. Taq-полимеразы (производство «Бионэм», Москва). Программа амплификации включала в себя этап первоначальной денатурации ДНК (95 °С, 4 мин), 30 циклов синтеза ПЦР-продукта (95 °С – 45 с, 52 °С – 45 с., 72 °С – 1 мин), а также этап конечной элонгации цепи (72 °С, 5 мин). Полученные ПЦР-продукты переосаждали при комнатной температуре, добавляя к смеси для амплификации этанол до конечной концентрации 70% и ацетат аммония до конечной концентрации 125 мМ. Осадок ДНК промывали 70% этанолом, высушивали и растворяли в бидистиллированной воде. В реакцию секвенирования брали около 0.5 пмоль ПЦР-продукта и 3 пмоль соответствующего праймера. Каждый полученный ПЦР-продукт секвенировали как с прямого, так и с обратного праймера. Секвенирование ДНК проводили с помощью набора реактивов ABI PRISM® BigDye™ Terminator v. 3.1 с последующим анализом продуктов реакции на автоматическом секвенаторе ДНК Genetic Analyzer ABI PRISM 3130 (Applied Biosystems, USA) на базе ЦКП «Таксон» (ЗИН РАН, г. Санкт-Петербург). Полученные последовательности ДНК (длина примерно 1100 п.н.) выравнивали и анализировали с использованием алгоритма ClustalW, интегрированного в пакет Mega 7.0 (Kumar et al., 2016), затем они были загружены в систему GenBank (Табл. 1).

Помимо собственных данных для построения филогенетического дерева использованы данные о последовательностях участка ITS1 + 5.8S + ITS2 рДНК для особей рода *Diplostomum*, которые представлены в Международной базе данных GenBank (Рис. 1) и были отобраны методом бластования как наиболее близкие. Филогенетическое дерево было построено с помощью программ PhyML и MrBaeys (Dereeper et al., 2008) и отредактировано в программе FigTree (https://beast.community/figtree, дата обращения: 03.06.2019).

Табл. 1. Метацеркарии рода *Diplostomum* из рыб Монголии, исследованные с помощью метода ПЦР.

Вид паразита	Вид хозяина	Локализация	Место сбора материала	Номер в ГенБанке
Diplostomum spathaceum	*Osman potanini*	хрусталик	оз. Хар	MN069513
	O. potanini	хрусталик	Тайширское вдхр.	MN069514
	O. potanini	хрусталик	Тайширское вдхр.	MN069515
	O. potanini	хрусталик	оз. Ногоон	MN069516
	O. potanini	хрусталик	оз. Хар-Ус	MN069517
	Rutilus rutilus	хрусталик	оз. Терхийн-Цаган	MN069518
	R. rutilus	хрусталик	оз. Терхийн-Цаган	MN069519
Diplostomum pseudospathaceum	*O. potanini*	хрусталик	Дургунское вдхр.	MN069520
	O. potanini	хрусталик	оз. Хар	MN069521
Diplostomum sp. LIN2	*O. potanini*	хрусталик	оз. Хар	MN069522
	O. potanini	хрусталик	оз. Хар-Ус	MN069523
	O. potanini	хрусталик	оз. Ногоон	MN069524
Diplostomum baeri	*Thymallus brevirostris*	стекловидное тело	Тайширское вдхр.	MN069525
	T. brevirostris	стекловидное тело	Тайширское вдхр.	MN069526
	T. brevirostris	стекловидное тело	Тайширское вдхр.	MN069527
	Perca fluviatilis	глазное дно	оз. Терхийн-Цаган	MN069528
	P. fluviatilis	глазное дно	оз. Терхийн-Цаган	MN069529

Для количественной характеристики зараженности рыб использовались следующие показатели: экстенсивность инвазии, или процент заражения (ЭИ, %), средняя интенсивность заражения, или индекс обилия (ИО, экз. на рыбу), а также показатели минимального и максимального количества паразитов, встречающихся в 1 особи хозяина (min–max). Анализ показателей зараженности проводился с использованием программы Quantitative Parasitology (QP) (Rozsa et al., 2000).

Результаты и обсуждение

В Дургунском водохранилище у османов выявлено 5 видов метацеркарий трематод, паразитирующих в глазах (Табл. 2, Рис. 1). Численность всех видов гельминтов, как и показатели инвазии хозяев, была невысокой. Наиболее многочисленными оказались паразиты *Diplostomum pseudospathaceum* Niewiadomska, 1984*,* найденные в хрусталике. В стекловидном теле – единичный экземпляр *Tylodelphys clavata* (von Nordmann, 1832) Diesing, 1850 и более многочисленные личинки *Posthodiplostomum brevicaudatum* (von Nordmann, 1832) Wisniewski, 1958. В глазном дне – метацеркарии *Ichthyocotylurus pileatus* (Rudolphi, 1802) Odening, 1969.

В Тайширском водохранилище разнообразие метацеркарий было гораздо ниже, чем в Дургунском. У хариуса в глазах отмечены 2 вида рода *Diplostomum* – *D. baeri* Dubois, 1937 в стекловидном теле и *D. spathaceum* (Rudolphi, 1819) в хрусталике*.* Последний вид выявлен и в хрусталиках глаз османа (Табл. 2). При этом метацеркарии *D. baeri*, хотя и отмечены только у хариуса, но имели более высокую численность по сравнению с *D. spathaceum*.

В обоих водохранилищах видовой состав метацеркарий включал 7 видов трематод, при этом в каждом водоеме фауна метацеркарий в глазах была уникальной (Табл. 2). Ранее в водоемах Котловины у османа и хариуса было отмечено 8 видов метацеркарий в глазах рыб (Пугачев, 2003; Ройтман и др., 1997). В паразитофауне османов Дургунского водохранилища зарегистрированы 5 видов мета-

Табл. 2. Видовой состав метацеркарий трематод в глазах рыб водохранилищ Монголии.

	Дургунское водохранилище			Тайширское водохранилище					
	Осман (*Oreoleuciscus potanini*)			Осман (*O. potanini*)			Хариус (*Thymallus brevirostris*)		
	ЭИ, %	ИО, экз.	min–max	ЭИ, %	ИО, экз.	min–max	ЭИ, %	ИО, экз.	min–max
Вид паразита									
Diplostomum baeri	–	–	–	–	–	–	27	14.7	2–179
D. spathaceum	–	–	–	53	1.4	1–6	60	8.1	2–52
D. pseudospathaceum	73	3.6	1–14	–	–	–	–	–	–
Diplostomum sp. LIN2	18	0.6	1–6	–	–	–	–	–	–
Tylodelphys clavata	9	0.09	(1)	–	–	–	–	–	–
Ichthyocotylurus pileatus	18	0.36	1–3	–	–	–	–	–	–
Posthodiplostomum brevicaudatum	36	1.6	1–7	–	–	–	–	–	–
Всего видов паразитов	**5**			**1**			**2**		
Вскрыто рыб	**11**			**15**			**15**		

церкарий трематод из тех, что встречаются в соседних водоемах системы – оз. Хар, Ногон, Дургун (Ройтман и др., 1997). В Тайширском водохранилище у двух видов хозяев найдено всего 2 вида метацеркарий, ни один из которых на данный момент не отмечен у османов Дургунского водохранилища (Табл. 2). Однако, вероятнее всего, метацеркарии *D. spathaceum* будут найдены при дальнейшем исследовании рыб Дургунского водохранилища, поскольку они обнаружены у османов оз. Хар, а взрослые особи *D. spathaceum* и *D. pseudospathaceum* – у чаек с побережья этого озера (Lebedeva and Chantuu, 2015). Кроме того, по недавно полученным данным в Дургунском водохранилище интенсивно идет процесс накопления видового состава и массы макрозообентоса именно за счет переноса течением куртин тростника и беспозвоночных из оз. Хар-Ус (Prokin, 2018).

Практически все виды найденных нами гельминтов были ранее отмечены в глазах рыб в водоемах Монголии (Батуева, 2011; Пугачев, 2003; Ройтман и др., 1997). Особого внимания заслуживают виды рода *Diplostomum*, так как их систематика несколько запутана. Вероятнее всего, ранее, как в водоемах Котловины больших озер, так и в других монгольских озерах, они были зарегистрированы под другими названиями. Так, например, в предыдущие годы нами была исследована паразитофауна плотвы и окуня в оз. Терхийн-Цаган, где метацеркарии рода *Diplostomum* были исследованы только с помощью морфологических методов и определены как *D. paracaudum* и *D. baeri* (Лебедева и др., 2015). Однако использование метода ПЦР в настоящем исследовании показало, что метацеркарии из хрусталика глаза плотвы относятся к морфологически близкому виду *D. spathaceum* (Табл. 1, Рис. 1).

Видовой состав метацеркарий османа в Тайширском и Дургунском водохранилищах отражает природу и характер формирования этих водоемов. Дургунское как равнинное водохранилище имеет меньшую скорость водообмена, большую зарослевую зону по сравнению с Тайширским. Кроме того, оно расположено между двумя озерами (Хар-Ус и Хар), входящими в состав заповедника «Хар-Ус-Нур». Данные факторы являются значимыми для обитания моллюсков-гастропод, служащих первым промежуточным хозяином для трематод, а также многочисленных колоний рыбоядных птиц на побережьях этих водоемов. Все это в целом способствует более тесному контакту паразитов и хозяев всех уровней и формированию более разнообразного видового состава трематод в Дургунском водохранилище.

Полученные данные по разнообразию и численности метацеркарий трематод соответствуют начальному этапу развития паразитофауны водохранилищ, описанному Н.А. Изюмовой (1977). По ее обобщенным данным для 66 водохранилищ бывше-

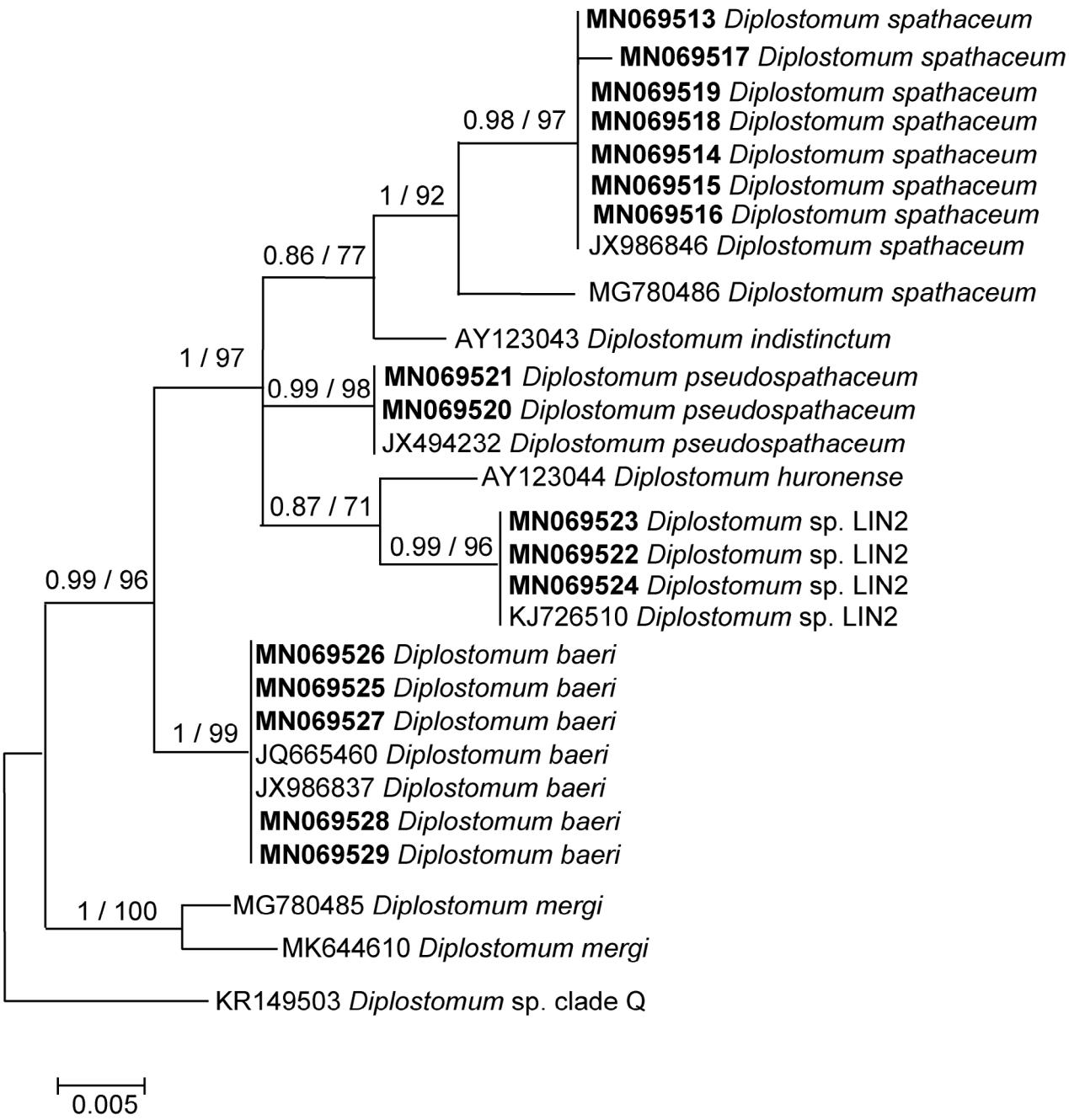

Рис. 1. Дендрограмма филогенетических взаимоотношений *Diplostomum* spp. из глаз рыб в водоемах Монголии, построенная на основе сравнения последовательностей ITS1 + 5.8S + ITS2 рДНК. В основных узлах указаны индексы бутстрепа для BI и ML.

го СССР «многие трематоды, особенно те, окончательными хозяевами которых являются рыбоядные птицы, развиваются с участием моллюсков Limnaeidae, Bithynidae, Viviparidae, которые в первый же год образования водохранилищ обнаруживают резкое падение численности. Происходит и резкое сокращение видового состава и численности трематод, связанных с ними, что характерно для многих водохранилищ. Моллюски очень медленно расселяются по новым биотопам, и формирование их фауны заканчивается только через 4–6 лет после образования нового водоема. К этому времени начинают восстанавливаться нарушенные связи моллюски – рыбы – птицы. В результате численность трематод (марит и метацеркариев) быстро нарастает. Появление колоний чайковых птиц на водохранилищах способствует усилению зараженности рыб метацеркариями трематод, особенно диплостоматидами и тетракотилидами».

В водохранилищах, где практически отсутствует высшая водная растительность и численность брюхоногих моллюсков очень мала, трематод нет или зараженность рыб ими минимальна (Жохов и Пугачева, 1996; Изюмова, 1977), как в нашем случае с инвазией рыб в Тайширском водохранилище.

Учитывая возраст водохранилищ на момент исследования (Тайширское – 4 года, Дургунское – 3 года), возраст рыб, обитающих в водоемах, и то, что метацеркарии рода *Diplostomum* доживают до возраста 5–6 лет (Шигин, 1986), можно сделать предварительный вывод, что паразиты в глазах рыб сохранились с момента создания водоемов. Это, в свою очередь, свидетельствует о том, что паразитофауна рыб водохранилищ находится на стадии формирования. Эти данные подтверждаются материалами исследования зоопланктона и макрозообентоса в водохранилищах (Крылов, 2012; Крылов и Мэндсайхан, 2012; Prokin, 2018).

Полученные материалы – лишь небольшой фрагмент исследования по фауне паразитов рыб водоемов Монголии, в том числе водохранилищ. Чтобы понять процессы формирования видового состава паразитов, протекающие в водохранилищах, будет использован материал, собранный в водоемах Котловины Больших Озер в более поздние годы работы Комплексной Российско-Монгольской биологической экспедиции РАН и АН МНР. В распоряжении исследователей имеются материалы не только по метацеркариям трематод, но и по другим группам паразитов и видам рыб, что не только поможет охарактеризовать изучаемые процессы, но и расширит представления о фауне паразитов рыб водоемов Монголии в целом.

Благодарности

Работа выполнена при поддержке Комплексной Российско-Монгольской биологической экспедиции РАН и АН МНР (2011 г.) и за счет средств федерального бюджета на выполнение государственного задания № 0218-2019-0075. Авторы признательны доктору Себастьяну Сантини (Sebastien Santini, Structural and Genomic Information Laboratory, Aix-Marseille University, France) за возможность использования программного обеспечения для филогенетического анализа на сайте http://www.phylogeny.fr/.

Список литературы

Батуева, М.Д., 2011. Паразитофауна и структура сообществ паразитов карликового алтайского османа *Oreoleuciscus humilis* Warpachowski, 1889 озера Уст-Нур (бассейн реки Селенги) и реки Туин-Гол (Долина Озер) (Монголия). *Паразитология* **45** (5), 379–383.

Быховская-Павловская, И.Е., 1985. Паразиты рыб. Руководство по изучению. Наука, Ленинград, СССР, 121 с.

Дгебуадзе, Ю.Ю., Дулмаа, А., Мэндсайхан, Б., 2014. Ихтиофауна. В: Дгебуадзе, Ю.Ю. (ред.), *Лимнология и палеолимнология Монголии. Труды совместной Российско-Монгольской комплексной биологической экспедиции*. *Т. 60.* Москва, Россия, 193–207.

Жохов, А.Е., Пугачева, М.Н., 1996. Изменение видового состава и численности некоторых гельминтов рыб в Рыбинском водохранилище за 50 лет. *Биология внутренних вод* **1**, 62–72.

Иешко, Е.П., Аникиева, Л.В., Лебедева, Д.И., 2012. Специфика фауны паразитов рыб трансформированного водоема. В: Немова, Н.Н. и др. (ред.), *Биота северных озер в условиях антропогенного воздействия*. КарНЦ РАН, Петрозаводск, Россия, 73–79.

Изюмова, Н.А., 1977. Паразитофауна рыб водохранилищ СССР и пути ее формирования. Наука, Ленинград, СССР, 284 с.

Крылов, А.В., 2012. Видовой состав зоопланктона водоемов и водотоков Котловины Больших Озер (Монголия). *Биология внутренних вод* **3**, 43–51.

Крылов, А.В., 2013. Количественное развитие зоопланктона водоемов и водотоков Котловины Больших озер (Монголия). *Биология внутренних вод* **1**, 39–45.

Крылов, А.В., Мэндсайхан, Б., 2012. Межгодовые изменения зоопланктона озера Хар-Ус, Дургунского водохранилища и реки Чонохарайх, Монголия. *Вода: химия и экология* **10**, 66–72.

Крылов, А.В., Солонго, Д., Мэндсайхан, Б., 2014. Зоопланктон Дургунского и Тайширского водохранилищ (Западная Монголия) в конце периода наполнения. *Аридные экосистемы* **20** (2), 48–55.

Крылов, А.В., Мэндсайхан, Б., Аюушсурен, Ч., Цветков, А.И., 2018. Зоопланктон прибрежной зоны разнотипных водохранилищ аридной зоны: влияние уровенного режима и метеорологических условий. *Трансформация экосистем* **1** (1), 66–85. https://www.doi.org/10.23859/estr180319

Лебедева, Д.И., Мэндсайхан, Б., Чантуу, Х., Жаргалмаа, Г., 2015. Гельминты плотвы (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758) и окуня (*Perca fluvialitis* Linnaeus, 1758) озера Тэрхин-Цаган (Монголия). *Паразитология* **49** (2), 98–103.

Минеева, О.В., 2016. Материалы к фауне многоклеточных паразитов обыкновенного ерша *Gymnocephalus cernuus* Linnaeus, 1758 в Саратовском водохранилище. *Российский паразитологический журнал* **1**, 16–23. https://www.doi.org/10.12737/18355

Мэндсайхан, Б., Дулмаа, А., Крылов, А.В., Слынько, Ю.В., Прокин, А.А., Демидсеретер, С., Дгебуадзе, Ю.Ю., Лебедева, Д.И., Атлантценцег, Б., 2015. Состояние рыбного населения Тайширского водохранилища (Западная Монголия) после его заполнения. *Материалы Международной конференции «Экосистемы Центральной Азии в современных условиях социально-экономического развития». Т. 2.* Бэмби Сан, Улан-Батор, Монголия, 65–68.

Правдин, И.Ф., 1966. Руководство по изучению рыб. Наука, Москва, СССР, 376 с.

Прокофьев, А.М., 2016. Гольцы рода *Barbatula* (Nemacheilinae) бассейна реки Завхан (Западная Монголия). *Вопросы ихтиологии* **56** (6), 655–669. https://www.doi.org/10.7868/S0042875216060084

Пугачев, О.Н., 2003. Каталог паразитов пресноводных рыб Северной Азии. Трематоды. Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, Россия, 224 с.

Ройтман, В.А., Казаков, Б.Е., Пэрэнлейжамц, Ж.К., 1997. Таксономическое и экологическое разнообразие гельминтов османов (*Oreoleuciscus* spp.) в водоемах Монголии. *Труды Института паразитологии РАН* **41**, 120–130.

Рыбы Монгольской Народной Республики. Условия обитания, систематика, морфология, зоогеография, 1983. Соколов, В.Е., Шатуновский, М.И. (ред.). Наука, Москва, Россия, 277 с.

Сорокина, С.С., 2015. Паразиты хрусталика глаза рыб Старомайнского залива Куйбышевского водохранилища Ульяновской области. *Сборник научных трудов XVII межрегиональной научно-практической конференции «Природа Симбирского Поволжья»*. Ульяновск, Россия, 156–159.

Судариков, В.Е., Шигин, А.А., Курочкин, Ю.В., Ломакин, В.В., Стенько, Р.П., Юрлова, Н.И., 2002. Метацеркарии трематод – паразиты пресноводных гидробионтов России. Т. 1. Наука, Москва, Россия, 298 с.

Чугунова, Н.И., 1959. Руководство по изучению рыб. АН СССР, Москва, СССР, 163 с.

Шигин, А.А., 1986. Трематоды фауны СССР. Род *Diplostomum*. Метацеркарии. Наука, Москва, СССР, 254 с.

Dereeper, A., Guignon, V., Blanc, G., Audic, S., Buffet, S., Chevenet, F., Dufayard, J.-F., Guindon, S., Lefort, V., Lescot, M., Claverie, J.-M., Gascuel, O., 2008. Phylogeny.fr: robust phylogenetic analysis for the non-specialist. *Nucleic Acids Research* **36**, 465–469. https://www.doi.org/10.1093/nar/gkn180

Faltýnková, A., Georgieva, S., Kostadinova, A., Blasco-Costa, I., Ščholz, T., Skírnisson, K., 2014. *Diplostomum* von Nordmann, 1832 (Digenea: Diplostomidae) in the sub-Arctic: descriptions of the larval stages of six species discovered recently in Iceland. *Systematic Parasitology* **89**, 195–213.

Kumar, S., Stecher, G., Tamura, K., 2016. MEGA7: Molecular Evolutionary Genetics Analysis Version 7.0 for Bigger Datasets. *Molecular Biology and Evolution* **33** (7), 1870–1874.

Lebedeva, D.I., Chantuu, Kh., 2015. New data on bird helminths in Mongolia. *Паразитология* **49** (4), 304–308.

Locke, S.A., Al-Nasiric, F.S., Caffarad, M., Dragoe, F., Kalbef, M., Lapierreg, A.R., McLaughling, J.D., Nieh, P., Overstreeti, R.M., Souzaj, G.T.R., Takemotok, R.M., Marcogliese, D.J., 2015. Diversity, specificity and speciation in larval Diplostomidae (Platyhelminthes: Digenea) in the eyes of freshwater fish, as revealed by DNA barcodes. *The International Journal for*

Parasitology **45** (13), 841–855. https://www.doi.org/10.1016/j.ijpara.2015.07.001

Moszczynska, A, Locke, S.A., McLaughlin, J.D., Marcogliese, D.J., Crease, T.J., 2009. Development of primers for the mitochondrial cytochrome c oxidase I gene in digenetic trematodes (Platyhelminthes) illustrates the challenge of barcoding parasitic helminths. *Molecular Ecology Resources* **9** (1), 75–82. https://www.doi.org/10.1111/j.1755-0998.2009.02634.x

Munguntsetseg, A., Bumantsetseg, E., Burmaa, Z., Erdenechimeg, G., 2011. Surface water hydrochemistry of some territories in western region of Mongolia. Hovd University, Ulanbaatar, Mongolia, 212 p.

Pérez-del-Olmo, A., Georgieva, S., Pula, H.J., Kostadinova, A., 2014. Molecular and morphological evidence for three species of *Diplostomum* (Digenea: Diplostomidae), parasites of fishes and fish-eating birds in Spain. *Parasites & Vectors* **7**, 502–516. https://www.doi.org/10.1186/s13071-014-0502-x

Prokin, A.A., 2018. Initial Stage of Macrozoobenthos Formation in Reservoirs of Western Mongolia. *Inland Water Biology* **11** (2), 161–172. https://www.doi.org/10.1134/S1995082918020189

Rozsa, L., Reiczigel, J., Majoros, G., 2000. Quantifying parasites in samples of hosts. J*ournal of Parasitology* **86**, 228–232. https://doi.org/10.1645/0022-3395(2000)086[0228:QPISOH]2.0.CO;2

Selbach, C., Soldánová, M., Georgieva, S., Kostadinova, A., Sures, B., 2015. Integrative taxonomic approach to the cryptic diversity of *Diplostomum* spp. in lymnaeid snails from Europe with a focus on the '*Diplostomum mergi*' species complex. *Parasite & Vectors* **8**, 300–320. https://www.doi.org/10.1186/s13071-015-0904-4

Trematode metacercariae in the eyes of fish from reservoirs of Mongolia

Darya I. Lebedeva[1*], Galina A. Yakovleva[1], Dmitry O. Zaytsev[2], Bud Mendsaikhan[3]

[1] Institute of Biology, Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences, ul. Pushkinskaya 11, Petrozavodsk, Republic of Karelia, 185910 Russia

[2] Petrozavodsk State University, pr. Lenina 33, Petrozavodsk, Republic of Karelia, 185910 Russia

[3] Institute of Geography and Geoecology, Mongolian Academy of Sciences, ul. Baruun Selbe, Postbox 81, Ulaanbaatar, 15170 Mongolia

**daryal78@gmail.com*

The species composition of trematode metacercariae from the eyes of fish (*Oreoleuciscus potanini* and *Thymallus brevirostris*) was studied in the Taishir and Durgun reservoirs in 2011, four and three years respectively after their formation. Seven species of trematodes of the genera *Diplostomum*, *Tylodelphys*, *Ichthyocotylurus*, *Posthodiplostomum* were identified. The species composition of the parasites is compared with that from fish eyes in the reservoirs of the Great Lakes Depression.

Keywords: metacercariae, *Diplostomum spp., Thymallus brevirostris, Oreoleuciscus potanini,* Mongolia, reservoirs.

Трансформация экосистем
Ecosystem Transformation
www.ecosysttrans.com

Таксономическая и эколого-флористическая характеристики фитопланктона техногенного водоема после прекращения промышленной эксплуатации на примере оз. Шламонакопительное (Самарская область)

Е.С. Кривина*, Н.Г. Тарасова

Институт экологии Волжского бассейна РАН, 445003, Россия, Самарская обл., г. Тольятти, ул. Комзина, д. 10

**pepelisa@yandex.ru*

Поступила в редакцию: 25.02.2019
Принята к печати: 08.05.2019
Опубликована онлайн: 03.02.2020

DOI: 10.23859/estr-190225
УДК 574.587:57.043

ISSN 2619-094X Print
ISSN 2619-0931 Online

В данной работе рассмотрены видовой состав альгофлоры планктона техногенного водоема и изменения, происходящие в ней после прекращения промышленной эксплуатации на примере оз. Шламонакопительное (система Васильевских озер, Самарская область). Сравнение видового состава и таксономической структуры фитопланктона в период активной промышленной эксплуатации (1991–1992 гг.) и постэксплуатационный период (2001 г.) выявило увеличение видового богатства водорослей и усложнение таксономической структуры. Таким образом, трансформация сообщества фитопланктона имела позитивный характер. Высокая видовая специфичность альгофлоры и низкий уровень преемственности видов в каждый период исследования свидетельствовали о значительной степени трансформации экосистемы на фоне прекращения эксплуатации.

Ключевые слова: фитопланктон, техногенный водоем, флористический анализ, эколого-географический анализ, виды-индикаторы, графический анализ, сапробность.

Кривина, Е.С., Тарасова, Н.Г., 2020. Таксономическая и эколого-флористическая характеристики фитопланктона техногенного водоема после прекращения промышленной эксплуатации на примере оз. Шламонакопительное (Самарская область). *Трансформация экосистем* **3** (1), 87–100.

Введение

Малые урбанизированные водоемы имеют большое экологическое значение и эстетическую ценность. Однако они подвержены сильной антропогенной нагрузке, в результате чего нарушаются циклы их естественного функционирования. В связи с этим оценка состояния, мониторинг и прогнозирование происходящих в них изменений – одна из актуальных проблем современной экологии (Kleeberg, 2003).

Одной из наиболее уязвимых групп таких водоемов являются «техногенные» водоемы, которые регулярно или на определенном отрезке времени подвергались промышленной эксплуатации (Оствальд, 1987; Спиридонов, 2006). В настоящее время часть из них уже утратила ценность для

промышленных предприятий, и в отношении некоторых водоемов ведутся работы по сохранению и восстановлению (Мингазова и др., 2014; Anneville et al., 2002; Birch and McCaskie, 1999). Тем не менее отмечается недостаточное количество данных о процессах, происходящих в период их самоочищения, в частности, при прогнозировании развития «нулевого» сценария рекультивации − без вмешательства человека в процессы самовосстановления нарушенных экосистем (Спиридонов, 2006).

На землях городского округа Тольятти расположена цепочка малых урбанизированных водоемов – Васильевские озера, которые возникли в конце 50-х гг. XX в. после создания плотины Жигулевской ГЭС в результате поднятия грунтовых вод и заполнения ими естественных понижений рельефа. Помимо активного использования этих водоемов в целях рекреации, вокруг отдельных из них возникли дачные массивы, в некоторых начали разводить рыбу, а часть стали эксплуатировать промышленные предприятия города в качестве приемников отходов ТЭЦ. Вследствие этого некоторые из озер пересохли или превратились в водоемы эфемероидного типа. Так, к концу 90-х гг. (началу исследования Васильевских озер сотрудниками ИЭВБ РАН) из таких озер сохранилось только одно – Шламонакопительное, к 2004 г. превратившееся в эфемероидный водоем (Кривина и Тарасова, 2017б; Протисты и бактерии..., 2009).

Цель данной работы – изучить особенности таксономической структуры фитопланктона техногенного водоема после прекращения промышленной эксплуатации на примере оз. Шламонакопительное.

Материалы и методы исследования

Оз. Шламонакопительное – малый водоем естественного происхождения из системы Васильевских озер, расположенной на северо-восточной границе городского округа Тольятти.

Данный водный объект длительное время подвергался активной техногенной эксплуатации. Вплоть до 90-х гг. XX в. оз. Шламонакопительное использовалось как приемник золы и шлаков Тольяттинской ТЭЦ. Сточные воды, сбрасываемые в него, содержали фосфаты, хлориды, железо, медь, сульфаты, аммонийный азот, нефтепродукты. С 1992 г. сброс отходов был значительно уменьшен в связи со снижением интенсивности промышленного производства. Начиная с 1994 г., в результате внедрения малоотходных и ресурсосберегающих технологий на производстве, поступление отходов в водоем сократилось, а в 1996 г. прекратилось полностью. Впоследствии из-за снижения уровня воды озеро распалось на ряд мелких водоемов глубиной не более метра, а в настоящее время полностью пересохло (Материалы оценки воздействия..., 2012; Огуречникова и Пименов, 2012, 2015).

На экологическую обстановку в районе системы Васильевских озер долгое время оказывают влияние северный промышленный узел г. Тольятти, а также садоводческие и дачные кооперативы, которые поставляли и продолжают поставлять в водоемы биогенные элементы (Огуречникова и Пименов, 2012, 2015; Протисты и бактерии..., 2009).

По очертанию акватории озеро Шламонакопительное относится к IV типу – овальное (Литинский, 1960). По основным морфологическим показателям (Табл. 1) его можно отнести к классу малых и очень малых озер (Китаев, 1989).

Материалом для данной работы послужили альгологические пробы, отбор которых проводился каждые 10 дней в период с июня по сентябрь 1991 г., с мая по октябрь 1992 г., а также ежемесячно с мая по октябрь в 2001 г.

Изучение фитопланктона озера проводилось по стандартным гидробиологическим методикам. Пробы отбирали батометром Руттнера, фиксировали 40% раствором формалина, концентрировали методом прямой фильтрации. Подсчет клеток проводили в камере «Учинская» объемом 0.01 мл, биомассу рассчитывали по методу приведенных геометрических фигур (Методика изучения…, 1975).

В соответствии с рекомендациями альгологов ИБВВ РАН (п. Борок), обобщенными в работе Л.Г. Корневой (2015), за основу таксономического списка принята классификация, приведенная в справочнике «Водоросли» (Вассер и др., 1989), которая представляет собой трансформированную систему М.М. Голлербаха (1977), с учетом выделения криптофитовых, динофитовых и рафидофитовых водорослей в самостоятельные отделы. Названия диатомовых водорослей даются согласно классификации, приведенной в издании «Диатомовые водоросли СССР» (1988); динофитовых водорослей – согласно классификации Ж. Попоповского и Л. Пфайстера (Popovsky and Pfiester, 1990), родов и видов зеленых водорослей из порядка

Табл. 1. Некоторые морфометрические показатели оз. Шламонакопительное.

Период наблюдений	Географические координаты	Площадь, м²	Длина, м	Объём, м³	Средняя глубина, м
1991–1992 гг.	N 53°52′12″, E 49°50′94″	205 024	596	307 536	1.5
2001 г.		101 232	244	50 616	0.5

Chlorococcales – по П.М. Царенко (1990), зеленых фитофлагеллят – по Н.А. Мошковой и М.М. Голлербаху (1986). В работе учтены систематические ревизии во флористических сводках по синезеленым водорослям (Komárek and Anagnostidis, 1999, 2005). Названия видовых и внутривидовых таксонов диатомовых водорослей представлены согласно трудам К. Краммера и Х. Ланге-Бертало (Krammer and Lange-Bertalot, 1986, 1988, 1991a, b).

Эколого-географический анализ альгофлоры выполнен на основе данных, приведенных в определителях, с опорой на наиболее известные и разработанные системы (Sládeček, 1973, 1986; Wegl, 1983), обобщенные для водоемов Средней и Нижней Волги сотрудниками ИЭВБ РАН в ряде работ (Протисты и бактерии…, 2009; Фитопланктон Нижней Волги…, 2003). В случае отсутствия данной информации в определителях обращались к литературным данным (Баринова и Медведева, 1996; Баринова и др., 2006; Герасимова, 1996; Давыдова, 1985; Корнева, 2015; Охапкин, 1994; Охапкин и др., 2003; Прошкина-Лавренко, 1953; Фитопланктон Нижней Волги..., 2003; Экологические проблемы..., 2001).

Оценка характера трансформации экосистем водоемов, подвергшихся длительной техногенной эксплуатации, проводилась по установленной методике графического анализа в модификации применительно к водным антропогенно трансформированным экосистемам (Колмар, 2006; Оствальд, 1987; Разумовский и Моисеенко, 2009).

Результаты и их обсуждение

За весь период исследования в альгофлоре планктона оз. Шламонакопительное нами было обнаружено 76 таксонов водорослей рангом ниже рода. Они относились к 7 отделам, 11 классам, 15 порядкам, 29 семействам, 42 родам (Табл. 2).

Соотношение видового богатства основных отделов водорослей в данном водоеме имело ряд особенностей, нехарактерных для значительной части малых водоемов Средней и Нижней Волги. Так, традиционно в малых водоемах этой территории большая часть видов, разновидностей и форм водорослей принадлежит зеленым и диатомовым водорослям. Третье место в ранжированном ряду принадлежит, как правило, эвгленовым водорослям, реже – синезеленым водорослям (цианопрокариотам) (Герасимова, 1996; Охапкин и др., 2003; Протисты и бактерии..., 2009; Фитопланктон Нижней Волги…, 2003). В оз. Шламонакопительное первое место по видовому богатству, как и в большинстве водоемов, занимали зеленые водоросли, их доля составляла 30% от общего числа видов, разновидностей и форм. Однако нетипично высок был ранг синезеленых водорослей, занимающих второе место по богатству видов. Их доля незначительно превышала вклад диатомовых водорослей и составляла 21% от общего видового богатства альгофлоры планктона исследуемого водоема. Вклад диатомовых водорослей был несколько меньше – 20%. Доля других отделов водорослей была существенно ниже и, как правило, не превышала 10%: криптофитовые – 10%, стрептофитовые – 8%, эвгленовые – 7%, динофитовые – 4%. Нетипично высокий ранг синезеленых водорослей, вероятно, был связан со специфическими условиями, сформировавшимися в водоеме в ходе промышленной эксплуатации.

Полный список видов, разновидностей и форм водорослей, обнаруженных в оз. Шламонакопительное в различные периоды исследования, а также их эколого-географические характеристики приведены в Табл. 3.

Во время использования водоема в качестве приемника отходов ТЭЦ (далее – 1991−1992 гг.)

Табл. 2. Таксономическая структура альгофлоры планктона оз. Шламонакопительное в период угасания.

Отдел	Число таксонов						
	классы	порядки	семейства	роды	таксоны рангом ниже рода		
					виды	внутривидовые категории	всего
Cyanoprokaryota	2	3	7	11	16	0	16
Bacillariophyta	2	4	6	7	14	1	15
Cryptophyta	1	1	1	3	8	0	8
Dinophyta	1	2	2	3	3	0	3
Euglenophyta	1	1	1	2	4	1	5
Chlorophyta	3	3	10	13	23	0	23
Streptophyta	1	1	2	3	5	1	6
Итого	**11**	**15**	**29**	**42**	**73**	**3**	**76**

Табл. 3. Видовой состав альгофлоры планктона оз. Шламонакопительное в различные периоды исследования. Список обозначений по местообитанию: Б – бентосный, Л – литоральный, П – планктонный, П-Б – планктонно-бентосный; по географическому распространению: б – бореальный, к – космополит, с-а – северо-альпийский, ст – субтропический; по галобности: Гл – галофил, И – индифферент, Ог – олигогалоб; по отношению к pH среды: Ал – алкалифил + алкалибионт, Ин – индифферент, Ац – ацидофил + ацидобионт; по сапробности: о - олигосапроб, о-β – олиго-β-мезосапроб, β-о – β-олиго-мезосапроб, о-α – олиго-α-мезосапроб, β – β-мезосапроб, β-α – β-α-мезосапроб, α-β – α-β-мезосапроб, β-ρ – β-мезо-полисапроб, α – α-мезосапроб. «?» – нет данных.

		Местообитание	Географическое распространение	Галобность	Отношение к pH среды	Сапробность	Встречаемость	
							1991−1992 гг.	2001 г.
	Класс CHROOCOCCEAE							
	Порядок CHROOCOCCALES							
	Семейство SYNECHOCOCCACEAE							
	Cyanothece aeruginosa (Näg.) Komarék	Л	к	И	?	о	−	+
	Семейство MERISMOPEDIACEAE							
	Aphanocapsa incerta (Lemm.) Croberg et Krámer	П	к	И	?	β	+	+
	Merismopedia tenuissima Lemm.	П	к	И	?	α	−	+
	Семейство MICROCYSTACEAE							
	Microcystis aeruginosa (Kütz.) Kütz.	П	к	И	Ал	β	+	+
	M. pulverea (Wood) Forti emend. Elenk.	П	к	И	Ал	о-α	+	+
	Семейство CHROOCOCCACEAE							
	*Chroococcus turgidus (*Kütz.) Näg.	Л	к	Гл	?	о-β	−	+
	C. vacuolatus Skuja	Б	б	И	?	?	+	−
	Класс HORMOGONIOPHYCEAE							
	Порядок OSCILLATORIALES							
	Семейство PSEUDANABAENACEAE							
	Geitlerinema amphibium (Ag. ex Gom.) Anag.	П-Б	к	Гл	?	о-α	−	+
	Limnotrix planctonica (Wolosz.) Meff.	П	к	И	?	β	+	+
	Pseudoanabaena mucicola (Hub.) Anag. et Komárek	П	к	И	?	о-β	+	+
	P. limnetica (Lemm.) Kom.	П-Б	к	?	?	β-о	+	+
	Порядок NOSTOCALES							
	Семейство ANABAENACEAE							
	Anabaena flos-aquae (Lyngb.) Breb.	П	к	И	?	β	+	+
	A. planctonica Brunnth.	П	?	Гл	?	β-о	−	+
	A. variabilis Kütz.	Б	к	И	?	β	−	+
	Anabaenopsis Raciborskia Wolosz.	П	ст	?	?	?	−	+
	Семейство APHANIZOMENONACEAE							
	Aphanozomenon flos-aquae (L.) Ralfs.	П	к	И	?	β	+	+

ОТДЕЛ CYANOPROKARYOTA

		Местообитание	Географическое распространение	Галобность	Отношение к pH среды	Сапробность	Встречаемость 1991–1992 гг.	Встречаемость 2001 г.
	Класс CENTROPHYCEAE							
	Порядок THALASSIOSIRALES							
	Семейство THALASSIOSIRACEAE							
	Skeletonema subsalsum (Cl.-Euler) Bethge	П	к	Гл	?	β-α	–	+
	Семейство STEPHANODISCACEAE							
	Cyclotella radiosa (Grun.) Lemm.	П	к	И	Ал	о-β	–	+
	C. stelligera Cl. et. Grun.	П	к	И	Ал	β-о	+	+
	Stephanodiscus hantzschii Grun.	П	к	И	Ал	α-β	+	+
	Порядок MELOSIRALES							
	Семейство AULACOSIRACEAE							
ОТДЕЛ BACILLARIOPHYTA	*Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim.	П	к	И	Ал	β-α	+	+
	Класс PENNATOPHYCEAE							
	Порядок ARAPHALES							
	Семейство FRAGILARIACEAE							
	Fragilaria atomus Hust.	Б	?	И	?	о	–	+
	F. ulna var. *acus* Sippen	П	к	И	Ал	о-β	–	+
	Порядок RAPHALES							
	Семейство NAVICULACEAE							
	Navicula capitata var. *hungarica* (Grun.) Ross.	Л	к	И	Ал	β-α	+	+
	N. cincta (Ehr.) Ralfs	Б	к	Гл	Ал	α-β	–	+
	N. clementis Grun.	Б	к	И	Ал	о-β	–	+
	Семейство NITZSCHIACEAE							
	Nitzschia closterium (Ehr.) W. Sm.	П	к	Гл	?	?	–	+
	N. palea (Kütz.) W. Sm.	Л	к	И	?	α	+	+
	N. paleacea Grun.	П	к	И	?	α	–	+
	N. pusilla Grun.	Л	к	Ог	Ин	β	+	+
	N. sublinearis Hust.	?	?	?	?	?	+	–
	Класс CRYPTOMONADOPHYCEAE							
	Порядок CRYPTOMONADALES							
	Семейство CRYPTOMONADACEAE							
ОТДЕЛ CRYPTOPHYTA	*Chroomonas acuta* Uterm.	П	к	И	?	β	+	+
	C. minima Czosn.	Л	?	?	Ац	?	+	+
	Cryptomonas borealis Skuja	П	к	И	Ац	?	–	+
	C. caudata Schiller	П	к	И	?	?	+	+
	C. erosa Ehr.	П	к	?	?	β	–	+
	C. marssonii Skuja	П	к	И	Ин	β-о	+	+
	C. reflexa Skuja	П	к	Гл	?	β-о	+	+
	Rhodomonas lens Pasch. et Ruttn.	П	с-а	И	Ин	о-β	+	+

		Местообитание	Географическое распространение	Галобность	Отношение к pH среды	Сапробность	Встречаемость 1991−1992 гг.	Встречаемость 2001 г.
	Класс DINOPHYCEAE							
	Порядок GYMNODINILES							
	Семейство GYMNODINIACEAE							
ОТДЕЛ DINOPHYTA	*Gymnodinium mitratum* Schiller	П	?	?	?	?	−	+
	Порядок PERIDINIALES							
	Семейство PERIDINIACEAE							
	Peridiniopsis elpatiewsky (Ostenfeld) Bourrelly	П	?	?	?	?	−	+
	Peridinium aciculiferum Lemm.	П	?	?	?	?	−	+
	Класс EUGLENOPHYCEAE							
	Порядок EUGLENALES							
	Семейство EUGLENACEAE							
ОТДЕЛ EUGLENOPHYTA	*Euglena minima* France	Л	?	?	?	о	−	+
	E. limnophyla var. *swirenkoi* (Arnold.) Popova	Л	к	И	?	?	−	+
	Trachelomonas hispida (Perty) emend. Defl.	П	к	И	Ин	β	−	+
	T. vas Defl.	П	?	?	Ац	?	+	+
	T. volvocina Ehr.	П	к	Гл	Ин	β	+	−
	Класс CHLOROPHYCEAE							
	Порядок CHLOROCOCCALES							
	Семейство CHARACIACEAE							
	Schroederia setigera (Schrod.) Lemm.	П	к	И	?	о-α	+	+
	Семейство GOLENKINIACEAE						−	−
	Golenkinia radiata Chod.	П	к	И	?	о-α	−	+
	Семейство BOTRYOCOCCACEAE						−	−
	Dictyosphaerium subsolitarium von Goor	П	к	И	?	?	−	+
	Семейство OOCYSTACEAE							
	Lagerheimia genevensis (Chod.) Chod.	П	к	И	?	β	−	+
	Oocystis submarina Lagerh.	П	к	Гл	?	?	+	+
ОТДЕЛ CHLOROPHYTA	**Семейство CHLORELLACEAE**							
	Monoraphidium arcuatum (Korsch.) Hind.	П-Б	к	?	?	β	+	+
	M. circinale (Nyg.) Nyg.	П	?	И	Ал	?	+	−
	M. contortum (Thurn.) Kom.-Legn.	П	к	И	?	β	−	+
	M. griffithii (Berk.) Kom.-Legn.	П	к	И	?	β	−	+

		Местообитание	Географическое распространение	Галобность	Отношение к pH среды	Сапробность	Встречаемость 1991−1992 гг.	Встречаемость 2001 г.
	Класс CHLOROPHYCEAE							
	Порядок CHLOROCOCCALES							
	Семейство COELASTRACEAE							
	Coelastrum microporum Näg. in A. Br.	П	к	И	Ин	β	−	+
	Семейство SCENEDESMACEAE							
	Crucigenia tetrapedia (Kirchn.) W. et G. S. West	П	к	И	Ин	β	−	+
	Didymocystis planctonica Korsch.	П	к	И	?	β	−	+
	Scenedesmus falcatus Chod.	П	к	Ог	Ал	β	−	+
	S. intermedius (R. Chod.) Hegew	П-Б	к	?	?	β	−	+
	S. obliquus (Turp.) Kütz.	П-Б	к	?	?	β-р	+	−
	S. protuberans Fritsch	П	к	И	Ин	?	−	+
	S. quadricauda (Turp.) Bréb.	П	к	Ог	Ин	β	−	+
	Класс CHLAMYDOPHYCEAE							
	Порядок CHLAMYDOMONADALES							
	Семейство CHLAMYDOMONADACEAE							
	Carteria globosa Korsch.	П	к	И	?	?	−	+
	C. multifilis (Fres.) Dill.	П	к	И	?	β-α	−	+
	Chlamydomonas globosa Snow.	П	к	Ог	?	β	+	+
	C. simplex Pasch.	П	к	И	?	α	−	+
	Семейство PHACOTACEAE						−	−
	Pteromonas aculeata Lemm.	П	к	И	?	β	−	+
	Класс ULOTRICHOPHYCEAE							
	Порядок ULOTRICHALES							
	Семейство ULOTROCHACEAE							
	Koliella longiseta (Vischer) Hind.	П	к	И	?	β	−	+
	Класс CONJUGATOPHYCEAE							
	Порядок DESMIDIALES							
	Семейство CLOSTERIACEAE							
	Closterium acutum (Lyngb.) Bréb. var. *acutum*	П	к	И	?	β-о	+	+
	C. acutum var. variabile (Lemm.) Krieg.	Б	?	?	?	β	−	+
	Семейство DESMIDIACEAE							
	Cosmarium abbreviatum W. et G.S. West	П	к	?	?	?	−	+
	C. margaritiferum Menegh.	Б	к	И	?	?	−	+
	C. rectangulare Grun.	Л	к	?	?	?	−	+
	Staurastrum tetracerum Ralfs	П	к	И	?	о	−	+

ОТДЕЛ CHLOROPHYTA

ОТДЕЛ STREPTOPHYTA

видовое богатство альгофлоры планктона было минимальным (31 таксон водорослей рангом ниже рода). После прекращения техногенного и в особенности токсикогенного воздействия на водоем (далее – 2001 г.) общее число видовых и внутривидовых таксонов водорослей возросло в 2.3 раза и составило 71 видовой и внутривидовой таксон водорослей.

Изменения были отмечены и в таксономической структуре альгофлоры (Табл. 4). Так, если в 1991−1992 гг. альгофлору планктона оз. Шламонакопительное можно было охарактеризовать как синезелено-диатомовую с заметным участием криптофитовых и зеленых водорослей, то в 2001 г. – уже как зелено-синезеленую с заметным участием диатомовых водорослей, что более приближено к естественному таксономическому типу альгофлоры планктона малых водоемов данного региона (Корнева, 2015; Кривина и Тарасова, 2017а, б; Протисты и бактерии…, 2009).

В исследуемом водоеме от 1991−1992 гг. к 2001 г. наряду с ростом общего видового богатства альгофлоры отмечалось увеличение числа видов водорослей, способных к миксотрофному типу питания (криптофитовые, динофитовые, эвгленовые водоросли, ряд диатомовых и зеленых водорослей), причем динофлагеляты в 1991–1992 гг. в водоеме не встречались вовсе. Возможно, что с прекращением жесткого техногенного воздействия на водоем в озере начали активно протекать деструктивные процессы, в результате которых стало появляться доступное для питания миксотрофов органическое вещество; кроме того, увеличилось число бактерий, также являющихся для них пищей (Балашова и др., 1989; Копылов и Косолапов, 2011).

Уровень насыщенности крупных таксономических рангов альгофлоры планктона (порядков и семейств) исследуемого водоема, рассчитанный путем применения флористических коэффициентов (Шмидт, 1980, 1984), увеличивался от 1991 к 2001 г. (Рис. 1), что отражает усложнение общей таксономической структуры водоема и является позитивным признаком трансформации экосистемы водоема после прекращения промышленной эксплуатации. Однако следует отметить, что уровень родовой и видовой насыщенности был низок на каждом из периодов исследования, а в альгофлоре планктона большая часть видов и родов были моно- и дитипическими. Это позволяет выдвинуть предположение, что, несмотря на общую положительную динамику, в водоеме вплоть до 2001 г. сохранялись «жесткие» условия существования с явно выраженными процессами антропогенного эвтрофирования, что также было отмечено и для других водоемов системы Васильевских озер (Охапкин и др., 2003; Протисты и бактерии..., 2009; Трифонова, 1990).

Альгофлора планктона оз. Шламонакопительное в каждый из периодов исследования характеризовалась высоким уровнем видовой специфичности. Коэффициент сходства Серенсена (K_s) между альгоценозами в период интенсивной промышленной эксплуатации (1991−1992 гг.) и после ее прекращения (2001 г.) был низким и составил 44%. Уровень преемственности видов водорослей также был невысок (28%). Комплекс преемственных видовых и внутривидовых таксонов состоял из 22 видов водорослей. Среди наиболее таксономически значимых отделов уровень преемственности для синезеленых водорослей составил 58%, диатомовых – 38%, зеленых – 22%.

Для оценки степени трансформации таксономической структуры фитопланктона оз. Шламонакопительное от 1991 к 2001 г. был применен

Табл. 4. Роль основных отделов в формировании таксономической структуры альгофлоры планктона оз. Шламонакопительное на различных этапах исследования. Перед чертой указано число таксонов рангом ниже рода, после черты − % от общего числа видов, разновидностей и форм водорослей.

Отдел	1991−1992 гг.	2001 г.
Cyanoprokaryota	9/29	15/21
Bacillariophyta	7/23	14/20
Cryptophyta	6/19	8/11
Dinophyta	0/0	3/4
Euglenophyta	2/7	4/6
Chlorophyta	6/20	21/30
Streptophyta	1/3	6/9
Всего	**31**	**71**

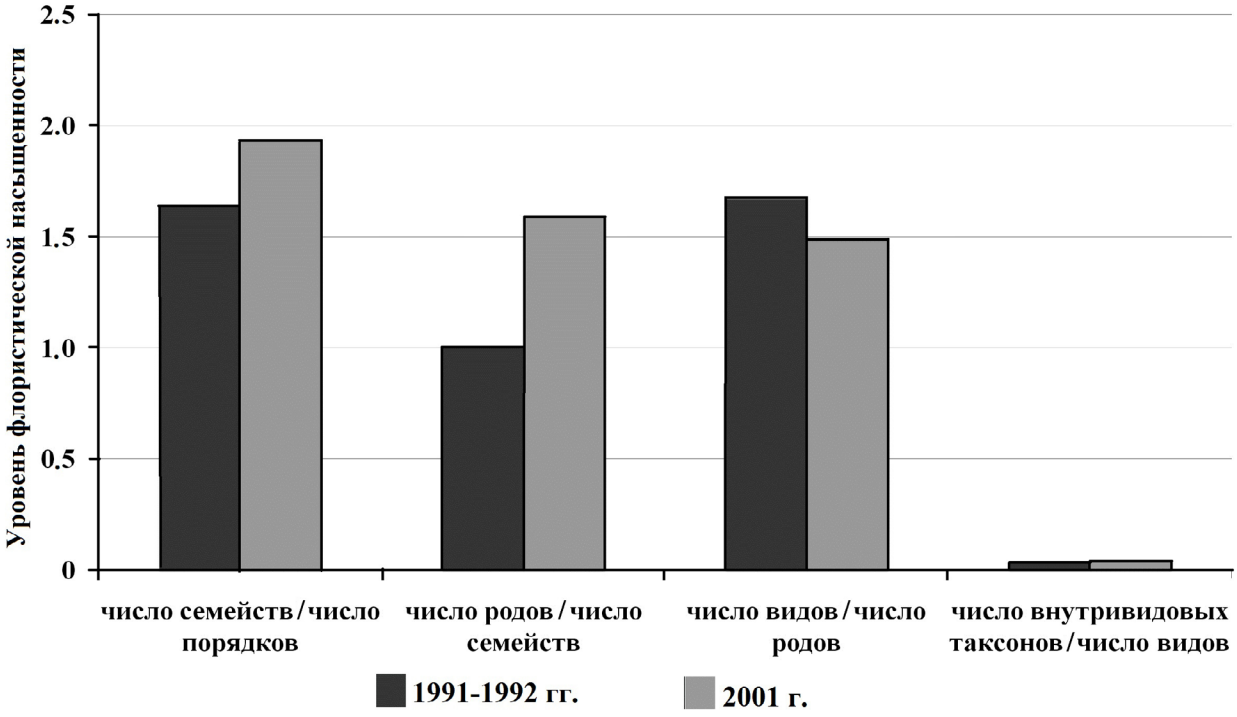

Рис. 1. Уровень флористической насыщенности различных таксономических рангов альгофлоры планктона исследуемого водоема.

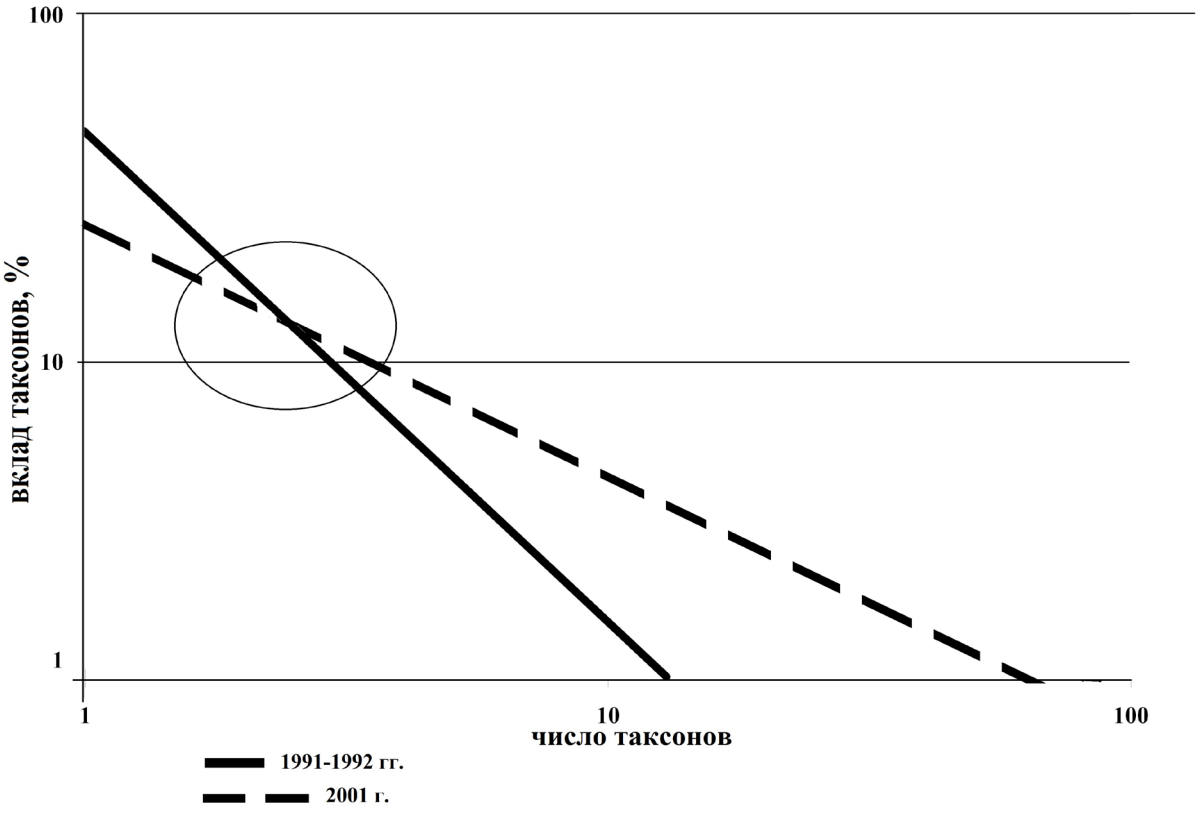

Рис. 2. Графический анализ трансформации таксономической структуры альгофлоры планктона оз. Шламонакопительное в 1991–1992 гг. и в 2001 г. в логарифмической системе координат.

графический анализ кривых доминирования по численности отдельных видов фитопланктона в соответствии с установленной методикой (Колмар, 2006; Оствальд, 1987; Разумовский и Моисеенко, 2009). В ходе работы было установлено, что в исследуемый промежуток времени пространственно-временная трансформация таксономических пропорций происходила по типу образования генерации результирующих линий с единым центром локализации (Рис. 2), т. е. трансформация находилась в активном фазисе.

Уравнения результирующих линий по типу степенной зависимости $Y = k_i X^a$ между значениями X (порядком таксона) и Y (его относительной численностью), полученные в логарифмической системе координат, представлены в Табл. 5. Изменение значений параметра a_i от 1991 г. к 2001 г. демонстрирует ослабление негативного влияния на экосистему. Уменьшение значения коэффициента k_i свидетельствует об увеличении числа таксонов, поддерживающих экологическую устойчивость экосистем водоемов, и снижении допустимого нижнего порога их относительной численности, т. е. постепенно увеличивается стабильность экосистем во времени и способность противостоять внешним неблагоприятным факторам среды (Колмар, 2006; Разумовский и Моисеенко, 2009). Это, несомненно, является позитивным признаком самопроизвольной трансформации после снятия техногенного пресса.

Таким образом, можно предположить, что трансформация имела позитивный характер и в конечном счете могла бы привести к достижению состояния стабильного экологического равновесия экосистемы озера, если бы не интенсивный процесс заиливания источников грунтовых вод и, как следствие, последующее обмеление и превращение водоема в эфемероидный.

Несмотря на существенный рост видового богатства, эколого-географический анализ не выявил существенных различий между основными характеристиками альгофлоры планктона оз. Шламонакопительное в 1991–1992 гг. и в 2001 г. Основная масса зарегистрированных видов, разновидностей и форм водорослей относилась к планктонным организмам в зависимости от традиционного местообитания (по 73% от числа внутриродовых таксонов, для которых оно известно, в 1991–1992 гг. и в 2001 г., Табл. 6); также была заметна доля литоральных форм (13% и 12% в 1991–1992 гг. и в 2001 г. соответственно).

Подавляющее число видов, разновидностей и форм водорослей имели широкое географическое распространение (93% и 97% от числа таксонов водорослей рангом ниже рода, для которых известно их географическое распространение, в 1991–1992 гг. и 2001 г. соответственно).

По отношению к солености воды основная масса встреченных водорослей была представлена видами-индифферентами (80% в 1991–1992 гг. и 79%. – в 2001 г.). Заметна была доля галофильных (12% и 14%) и олигогалобных организмов (8% и 7%).

По отношению к pH среды преобладали водоросли-алкалифилы, которые составляли в 1991–1992 54%, а в 2001 г. – 50% от общего числа видов, разновидностей и форм, для которых известно отношение к pH среды. Также заметна была доля форм, индифферентных к данному показателю, – 31% в 1991–1992 гг. и 36% в 2001 г.

К видам-индикаторам различной степени органического загрязнения водоемов в 1991–1992 гг. относились 24 таксона рангом ниже рода, в 2001 г. – 54. Основная часть водорослей-сапробионтов – виды-индикаторы средней степени органического загрязнения (β-мезосапробы) (по 42% в 1991–1992 гг. и в 2001 г.). На долю видов-индикаторов низкой степени органического загрязнения приходилось 38% в 1991–1992 гг. и 37% в 2001 г., высокой – 20% в 1991–1992 гг. и 21% в 2001 г.

Заключение

Прекращение промышленной эксплуатации водоема способствовало значительному росту видового богатства водорослей планктона оз. Шламонакопительное на уровне всех таксономических рангов и изменению таксономической структуры в сторону политипичности. Это позволяет сделать предположение, что трансформация сообщества фитопланктона имела позитивный характер, и экосистема водоема даже после длительного тех-

Табл. 5. Уравнения результирующих линий трансформации таксономической структуры альгофлоры планктона оз. Шламонакопительное в 1991–1992 гг. и в 2001 г.

Годы	Уравнение	Коэффициент детерминации R^2
1991–1992	$y = 46.21x^{-1.41}$	0.859
2001	$y = 26.47x^{-0.53}$	0.895

Табл. 6. Эколого-географическая характеристика альгофлоры планктона оз. Шламонакопительное в различные периоды исследования. Обозначения – как в Табл. 3.

	1991–1992 гг.	2001 г.
по местообитанию		
Б	1	6
Л	4	9
П	22	52
П-Б	3	4
Всего	**30**	**71**
по отношению к солености		
Гл	3	8
И	20	45
Ог	2	4
Всего	**25**	**57**
по распространению		
б	1	0
к	25	60
с-а	1	1
ст	0	1
Всего	**27**	**62**
по отношению к pH		
Ал	7	11
Ин	4	8
Ац	2	3
Всего	**13**	**22**

ногенного, особенно токсикогенного, воздействия имела большой потенциал к самовосстановлению и самоочищению.

Высокая видовая специфичность альгофлоры и низкий уровень преемственности видов в период интенсивной промышленной эксплуатации (1991–1992 гг.) и после ее прекращения (2001 г.) свидетельствуют о значительной трансформации экосистемы на фоне прекращения промышленной эксплуатации, при этом таксономический состав альгофлоры планктона водоема стал приближаться к флористическому типу, характерному для данного региона.

Список литературы

Балашова, Н.В., Никитин, Н.В., 1989. Природа Ленинградской области: Водоросли. Лениздат, Ленинград, СССР, 92 с.

Баринова, С.С., Медведева, Л.А., 1996. Атлас водорослей-индикаторов сапробности (Российский Дальний Восток). Дальнаука, Владивосток, Россия, 364 с.

Баринова, С.С., Медведева, Л.А., Анисимова, О.В., 2006. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Pulies Studio, Тель-Авив, Израиль, 498 с.

Вассер, С.П., Кондратьева, Н.В., Масюк, Н.П., Паламарь-Мордвинцева, Г.М., Ветрова, З.И., Кордюм, Е.Л., Мошкова, Н.А., Приходькова, Л.П., Коваленко, О.В., Ступина, В.В., Царенко, П.М., Юнгер, В.П., Радченко, М.И., Виноградова, О.Н., Бухтиярова, Л.Н., Разумна, Л.Ф., 1989. Водоросли. Справочник. Наукова Думка, Киев, СССР, 608 с.

Герасимова, Н.А., 1996. Фитопланктон Саратовского и Волгоградского водохранилищ. ИЭВБ РАН, Тольятти, Россия, 200 с.

Голлербах, М.М., 1977. Водоросли и их отличия от других растений. В: Голлербах, М.М. (ред.), *Жизнь растений. Т. 3*. Просвещение, Москва, СССР, 7–9.

Давыдова, Н.Н., 1985. Диатомовые водоросли – индикаторы природных условий водоемов в голоцене. Наука, Ленинград, СССР, 244 с.

Диатомовые водоросли СССР (ископаемые и современные). Т. II, вып. 1., 1988. Глезер, В.И. и др. (ред.). Наука, Ленинград, СССР, 116 с.

Китаев, С.П., 1989. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. Наука, Москва, СССР, 207 с.

Колмар, А., 2006. География и мониторинг биоразнообразия. Москва, Россия, 379 с.

Копылов, А.И., Косолапов, Д.Б., 2011. Микробная «петля» в планктонных сообществах морских и пресноводных экосистем. КнигоГрад, Ижевск, Россия, 330 с.

Корнева, Л.Г., 2015. Фитопланктон водохранилищ бассейна Волги. Костромской печатный дом, Кострома, Россия, 284 с.

Кривина, Е.С., Тарасова, Н.Г., 2017a. Особенности распределения планктонных водорослей в стратифицированном водоеме (на примере оз. Прудовиков, г.о. Тольятти). *Вода: химия и экология* **9**, 55–63.

Кривина, Е.С., Тарасова, Н.Г., 2017b. Трансформация альгофлоры техногенных озер (на примере г. Тольятти). *Вода и экология: проблемы и решения* **3** (71), 13–34.

Литинский, Ю.Б., 1960. Некоторые вопросы геоморфологии озер Карельского региона. В: Григорьев, С.В. (ред.), *Материалы по гидрологии (лимнологии) Карелии.* Труды Карельского филиала АН СССР **27**, 10–59.

Материалы оценки воздействия на окружающую среду при реализации намечаемой деятельности: строительство очистных сооружений смешанного потока сточных вод предприятий Северного промузла (СПУ) г. Тольятти в районе регулирующей емкости, 2012. Пименов, А.А. (ред.). СамГТУ, Самара, Россия, 10 с.

Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов, 1975. Мордухай-Болтовской, Ф.А. (ред.). Наука, Москва, СССР, 240 с.

Мингазова, Н.М., Деревенская, О.Ю., Палагушкина, О.В., Павлова, Л.Р., Набеева, Э.Г., Галеева, А.И., Шигапов, И.С., Зарипова, Н.Р., Замалетдинов, Р.И., Мингалиев, Р.Р., 2014. Инвентаризация и экологическая паспортизация водных объектов как способ сохранения и оптимизации их состояния. *Астраханский вестник экологического образования* **2** (28), 37–43.

Мошкова, Н.А., Голлербах, М.М., 1986. Зеленые водоросли. Класс Улотриксовые. Определитель пресноводных водорослей СССР, вып. 10 (1). Наука, Ленинград, СССР, 360 с.

Огуречникова, М.А., Пименов, А.А., 2012. Об использовании активных илов для очистки сточных вод. СамГТУ, Самара, Россия, 94 с.

Огуречникова, М.А., Пименов, А.А., 2015. О современном состоянии ряда техногенных водоемов Самарской области. СамГТУ, Самара, Россия, 94 с.

Оствальд, Г., 1987. Особенности функционирования антропогенно трансформированных водоемов. Москва, СССР, 296 с.

Охапкин, А.Г., 1994. Фитопланктон Чебоксарского водохранилища. ИЭВБ РАН, Тольятти, Россия, 275 с.

Охапкин, А.Г., Юлова, Г.А., Старцева, Н.А., 2003. Таксономическое разнообразие и структура альгофлоры планктона малых водоемов урбанизированных территорий. *Биология внутренних вод* **2**, 51–58.

Протисты и бактерии озер Самарской области, 2009. Жарикова, В.В. (ред). Кассандра, Тольятти, Россия, 240 с.

Прошкина-Лавренко, А.И., 1953. Диатомовые водоросли – показатели солености воды. В: Прошкина-Лавренко, А.И., Шешукова, В.С. (ред.), *Диатомовый сборник. Вып. I.* ЛГУ, Ленинград, СССР, 187–205.

Разумовский, Л.В., Моисеенко, Т.И., 2009. Оценка пространственно-временных трансформаций озерных экосистем методом диатомового анализа. *Доклады академии наук. Общая биология* **429** (3), 274–277.

Спиридонов, С.Н., 2006. Роль техногенных водоемов в формировании урбанизированных ландшафтов. Москва, Россия, 144 с.

Трифонова, И.С., 1990. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Наука, Ленинград, СССР, 183 с.

Фитопланктон Нижней Волги. Водохранилища и низовье реки, 2003. Трифонова, И.С. (ред.). Наука, Санкт-Петербург, Россия, 231 с.

Царенко, П.М., 1990. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. Наукова Думка, Киев, СССР, 208 с.

Шмидт, В.М., 1980. Статистические методы в сравнительной флористике. Наука, Ленинград, СССР, 176 с.

Шмидт, В.М., 1984. Математические методы в ботанике. ЛГУ, Ленинград, СССР, 288 с.

Экологические проблемы Верхней Волги, 2001. Копылов, А.И (ред.). ЯГТУ, Ярославль, Россия, 427 с.

Anneville, O., Ginot, V., Angeli, N., 2002. Restoration of Lake Geneva: Expected versus observed responses of phytoplankton to decreases in phosphorus. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* **7**, 67–80.

Birch, S., McCaskie, J., 1999. Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia* **395/396**, 365–377.

Kleeberg, A., 2003. Re-assessment of Wundsch's (1940) "H_2S-Oscillatoria-lake" type using the eutrophic lake Scharmutzel (Brandenburg, NE Germany) as an example. *Hydrobiologia* **501**, 1–5.

Komárek, J., Anagnostidis, K., 1999. Cyanoprocaryota 1. Teil: Chroococcales. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19/1. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland, 548 S. (In German).

Komárek, J., Anagnostidis, K., 2005. Cyanoprocaryota 2. Teil: Oscillatoriales. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19/2. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland, 759 S. (In German).

Krammer, K., Lange-Bertalot, H., 1986. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 2/1. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland, 876 S. (In German).

Krammer, K., Lange-Bertalot, H., 1988. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 2/2. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland, 596 S. (In German).

Krammer, K., Lange-Bertalot, H., 1991a. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 2/3. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland, 576 S. (In German).

Krammer, K., Lange-Bertalot, H., 1991b. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae, kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. Teil 4. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 2/4. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland, 437 S. (In German).

Popovský, J., Pfiester, L.A., 1990. Dinophyceae (Diniflagellida). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 6. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland, 272 S. (In German).

Sládeček, V., 1973. System of water quality from the biological point of view. *Achieves für Hydrobiologie – Beiheft Ergebnisse der Limnologie* **7**, 1–218.

Sládeček, V., 1986. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* **14** (5), 555–566.

Wegl, R., 1983. Index für die Limnosaprobität. *Wasser und Abwasser* **3 (26)**, 175. (In German).

The taxonomic and ecological-floristic characteristics of the phytoplankton of a technogenic reservoir after the cessation of industrial exploitation by the example of Lake Shlamonakopitelnoe (Samara Region, Russia)

Elena S. Krivina*, Natalia G. Tarasova

Institute of Ecology of the Volga River Basin, Russian Academy of Sciences, ul. Komzina 10, Togliatti, Samara Region, 445003 Russia

**pepelisa@yandex.ru*

The plankton algae species composition in the technogenic reservoir and the changes observed after the cessation of industrial exploitation have been studied using Lake Shlamonakopitelnoe as an example (Vasilievskie Ozera lake system, Samara Region, Russia). Comparison of the species composition and taxonomic structure of phytoplankton during the period of active industrial exploitation (1991–1992) and the post-exploitation period (2001) revealed an increase in the algae species richness and an increased complexity of the taxonomic structure. Therefore, this was the positive transformation of the phytoplankton community. The high species specificity of algoflora and the low level of species continuity in each study period indicated a significant degree of ecosystem transformation against the background of cessation of exploitation.

Keywords: phytoplankton, technogenic water body, floristic analysis, ecological-geographical analysis, indicator species, graphical analysis, saprobity.

Трансформация экосистем
Ecosystem Transformation
www.ecosysttrans.com

Техноэкосистема водоема-охладителя Южно-Украинской АЭС: динамика группировок и их трансформация

Т.Н. Новоселова*, А.А. Силаева, Ю.Ф. Громова, Т.И. Меньшова, И.А. Морозовская, А.А. Протасов

Институт гидробиологии НАН Украины, 04210, Украина, г. Киев, пр. Героев Сталинграда, д. 12

**labtech-hb@ukr.net*

Поступила в редакцию: 12.11.2019
Принята к печати: 14.01.2020
Опубликована онлайн: 17.02.2020

DOI: 10.23859/estr-191112
УДК 574.5 (28)

ISSN 2619-094X Print
ISSN 2619-0931 Online

Представлены результаты многолетних комплексных гидробиологических исследований одного из элементов водной техноэкосистемы Южно-Украинской АЭС (ЮУ АЭС) – водоема-охладителя. Уровень развития зоо- и фитопланктона вплоть до 1984–1985 гг. возрастал, летом 1986 г. на фоне экстремально высоких температур в водоеме произошло значительное (в 32 раза) снижение средней биомассы фитопланктона, тогда же была отмечена и минимальная численность зоопланктона. В последующие годы происходило восстановление обилия этих группировок, однако прежнего уровня развития они уже не достигли. На современном этапе в зоопланктоне отмечено существенное развитие термофильных видов. В зооперифитоне, по данным последних лет, полное доминирование принадлежало инвазивным брюхоногим моллюскам *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) и *Terebia granifera* (Lamarck,1822). В эпилитоне количество НОТ и групп беспозвоночных было более чем в 2 раза выше по сравнению с эпифитоном (17 и 7 соответственно). На первых этапах развития экосистемы водоема-охладителя формировались сообщества перифитона с доминированием *Dreissena polymorpha* Pall., 1771, которые при повышении температуры элиминировались и не восстановились полностью при постоянно высокой термической нагрузке после введения в работу второго и третьего энергоблоков АЭС. В многолетнем аспекте по мере становления донных биотопов уровень развития зообентоса возрастал, а с увеличением техногенной нагрузки снижался. На современном этапе зообентос беден (9 таксонов), характеризуется низкими показателями обилия при доминировании в основном ювенильных тубифицид.

Ключевые слова: техногенная сукцессия, фитопланктон, зоопланктон, зообентос, зооперифитон, брюхоногие моллюски, виды-вселенцы, р. Южный Буг.

Новоселова, Т.Н., Силаева, А.А., Громова, Ю.Ф., Меньшова, Т.И., Морозовская, И.А., Протасов, А.А., 2020. Техноэкосистема водоема-охладителя Южно-Украинской АЭС: динамика группировок и их трансформация. *Трансформация экосистем* **3** (1), 101–116.

Введение

Явление экологической сукцессии – закономерной трансформации структурно-функциональной организации – свойственно всем экосистемам. Однако для техноэкосистем важны не только, а иногда и не столько, естественные процессы, но и антропогенные: связанные с особенностями конструкции, характера эксплуатации различных систем водопользования и водоснабжения тех или иных промышленных предприятий, энергетических станций и т.п. (Безносов и Суздалева, 2005; Протасов и др., 2011). На гидробиологический режим водоемов-охладителей (ВО), входящих в состав техноэкосистем АЭС и ТЭС, воздействуют такие факторы, как изменение гидродинамического режима, поступление дополнительного тепла, а также органических и неорганических веществ с водами подпитки и различными техногенными стоками (Протасов и др., 1991, 2011; Протасов и Силаева, 2012; Protasov et al., 1994; Zdanowski and Protasov, 1998). Кроме того, в настоящее время определенное значение имеют процессы, связанные с климатическими изменениями. Массовое развитие некоторых гидробионтов может вызывать биологические помехи в работе технических систем электростанции (Protasov et al., 2009).

Цель данной работы – установить направленность трансформации техноэкосистемы водоема-охладителя атомной электростанции в условиях техногенной сукцессии.

Материалы и методы исследования

Водоем-охладитель (ВО) ЮУ АЭС создан на р. Ташлык (левый приток р. Южный Буг, в 35 км южнее города Первомайск) посредством строительства плотины (в 1979–1980 гг.) и наполнен водами р. Южный Буг. При нормальном подпорном уровне, согласно проектным данным, площадь водоема составляет 8.6 км^2, объем – 86.0 млн м^3. Водоем-охладитель – водный объект каньонного типа, наибольшая глубина (до 46 м) отмечена в приплотинном районе; в центральной части и в верховье преобладают глубины 13–15 м. Для снижения волновой абразии берега укреплены каменной отсыпкой. Дополнительная подкачка воды осуществляется из р. Южный Буг. С 2004 г. выполняется постоянная продувка ВО со сбросом воды в р. Южный Буг (расход воды при этом составляет 0.5 м^3/с). На станции эксплуатируются три энергоблока мощностью по 1000 МВт с реакторами ВВР-1000, введенными в эксплуатацию в 1982, 1985 и 1989 гг. Вода для охлаждения подается по подводящим каналам (ПК). Для отвода подогретых циркуляционных вод существует отводящий канал небольшой протяженности (около 600 м). В 2017 г. в районе выхода из него была сооружена дамба и «тепловая завеса» длиной около 500 м из полимерного материала, подвешенная на понтонах от поверхности воды до дна, которая позволила направить поток подогретой воды в сторону верховья водохранилища.

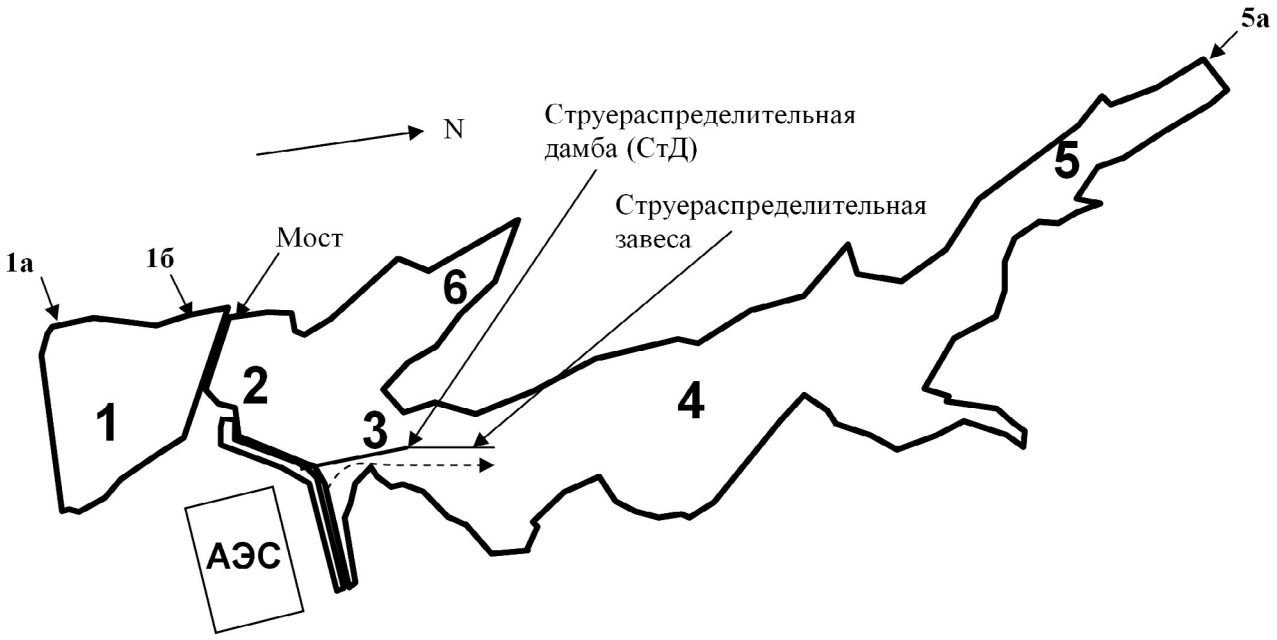

Рис. 1. Схема водоема-охладителя ЮУ АЭС: 1 – приплотинный участок, 2 – район входа в подводящий канал, 3 – район выхода отводящего канала за тепловой струераспределительной завесой, 4 – средняя часть ВО, 5 – верхняя часть ВО, 6 – кут большого залива. Пунктирная стрелка указывает направление сброса подогретых вод.

Гидробиологические исследования на водных объектах энергокомплекса ЮУ АЭС с большей или меньшей регулярностью осуществлялись с начала 1980-х гг. Последний отбор проб и наблюдения проводился в июле 2018 г. Для анализа ретроспективных данных использовали собственные, литературные и архивные материалы (база гидробиологических данных WaCo группы технической гидробиологии Института гидробиологии НАНУ).

В пелагической части водохранилища пробы фито- и зоопланктона отбирались по всей акватории (Рис. 1): фитопланктона – из поверхностного горизонта батометром, зоопланктона – методом тотального лова сетью Апштейна (размер ячеи 80 мкм) от глубины 3 м до поверхности воды. Параллельно с отбором проб проводились измерения температуры и прозрачности воды по диску Секки. Отбор проб зообентоса проводился на тех же станциях на глубине от 6.0 до 8.0 м, а также на прибрежных участках в верховье (станции 5 и 5а) и в большом заливе (станция 6) на глубине 0.6–1.1 м (Рис. 1). Грунты ВО ЮУ АЭС в настоящее время представлены заиленной глиной со значительным количеством раковин брюхоногих моллюсков *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) и *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822).

Зооперифитон исследовался на твердых субстратах (эпилитон): на каменном укреплении плотины (станция 1а), берега ВО (1б) и в районе выхода отводящего канала, а также на стеблях тростника южного *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud, 1820 (эпифитон).

Для определения таксономического состава, биомассы и численности использовали общепринятые стандартные методы исследования (Арсан та ін., 2006). При описании таксономического состава использовали термин низший определенный таксон (НОТ) – обозначение таксонов как видового, так и более высокого ранга, определенных в соответствии с возможностями идентификации. Названия и систематическая принадлежность таксонов фитопланктона приведены согласно базе данных Algaebase (www.algaebase.org). Расчет численности и биомассы эпифитона проводился на площадь растительного субстрата.

Сходство таксономического состава оценивалось по коэффициентам Серенсена и Смирнова (Песенко, 1982). Коэффициент Смирнова также использовался для расчета оригинальности состава НОТ (t_{xx}). Для оценки неоднородности распределения показателей планктона и зообентоса по акватории использовали коэффициент вариации (CV) (Плохинский, 1970). Определение видового разнообразия (НОТ-разнообразия) проводился по индексу Шеннона (Песенко, 1982). Таксономическое разнообразие группировок гидробионтов (Протасов, 2002) рассчитывалось по количеству НОТ в таксономических группах с использованием формулы, аналогичной индексу Шеннона.

Результаты и их обсуждение

В период исследований в 2018 г. работали два энергоблока АЭС. В районе выхода отводящего канала температура достигала 41.2 °С, на остальной акватории изменялась в пределах 32.7–35.4 °С. Температура воды в р. Южный Буг в этот период составляла 26.6–27.5 °С. Показатели прозрачности воды изменялись от 0.65 до 1.50 м. Минимальные значения наблюдались с «холодной» стороны тепловой завесы в районе выхода отводящего канала, максимальные – на приплотинном участке.

Вода в ВО характеризовалась относительно высокими значениями pH, на приплотинном участке (станция 1) этот показатель варьировал от 8.63 на поверхности до 8.42 на глубине 30 м. На остальной акватории в поверхностном горизонте его значение изменялось в пределах 8.60–8.77, максимальным оно было в верховье ВО (станция 5).

Показатели содержания растворенного кислорода на приплотинном участке на глубине от 0.5 до 30.0 м были достаточно высокими: 7.20–7.68 мг/дм^3.

Характерной особенностью ВО ЮУ АЭС является высокое содержание в воде сульфат-ионов (Табл. 1). Для сравнения, в ВО Запорожской АЭС их содержание составляло около 70 мг/дм^3, а в ВО Хмельницкой АЭС достигало 130 мг/дм^3 (2018 г., по данным эколого-химических лабораторий АЭС).

Высокие значения сухого остатка (Табл. 1) свидетельствовали о высокой минерализации. По данным, предоставленным эколого-химической

Табл. 1. Гидрохимические показатели ВО ЮУ АЭС, июль 2018 г.

Станция	pH	Сульфаты, мг/дм^3	Сухой остаток, мг/дм^3	NH_4^+, мг N/дм^3	NO_2^-, мг N/дм^3	NO_3^-, мг N/дм^3	PO_4^{3-}, мг P/дм^3	ПО, мг O_2/дм^3
1	8.63	350	1090	0.19	0.009	0.66	0.016	6.56
ПК № 1	8.75	354	1115	0.17	0.012	0.77	0.016	5.76
2	8.60	353	1089	0.18	0.009	0.62	0.023	7.52
4	8.67	353	1099	0.1	0.009	0.52	0.016	7.04
5	8.77	352	1084	0.1	0.009	0.54	0.016	7.52

лабораторией ЮУ АЭС, по величине минерализации ВО находится на границе олигогалинных и β-мезогалинных солоноватых вод, по концентрации главных ионов относится ко II типу, сульфатному классу, группе натрия (S^{Na}_{II}).

Содержание биогенных элементов (азота и фосфора) в ВО было относительно невысоким (мезотрофные – эвтрофные воды). Содержание органического вещества в воде (по показателям перманганатной окисляемости, ПО) также невысоко, что соответствует мезоэвтрофным водам (Табл. 1).

В 2018 г. **фитопланктон** ВО насчитывал в своем составе 52 НОТ водорослей из пяти отделов. Наибольшее богатство фитопланктона наблюдалось в верхней, наименее подверженной подогретым сбросам части ВО (Табл. 2). Флористический спектр формировали зеленые (59.15 ± 0.88%), диатомовые (18.05 ± 1.85%), цианобактерии (11.42 ± 1.06%), харофитовые (5.80 ± 1.03%) и криптофитовые водоросли (5.58 ± 0.66%). Состав фитопланктона на отдельных станциях был достаточно сходным: значения коэффициента Серенсена колебались от 0.50 до 0.85 (в среднем 0.68 ± 0.01). Таксономическое разнообразие было невысоким (1.70 ± 0.03 бит/таксон) и мало изменялось по акватории водоема (коэффициент вариации CV = 3.83%). Относительно невысокие значения таксономического разнообразия фитопланктона, связанные, как правило, с выраженным доминированием одного из отделов по количеству НОТ, являются особенностью водоемов-охладителей (Novoselova and Protasov, 2015).

Количественные показатели фитопланктона были достаточно равномерно распределены по акватории ВО (CV_N = 35.13%, CV_B = 26.61%). Уровень численности определялся главным образом цианобактериями (58.38 ± 6.05% от общей) и зелеными водорослями (31.70 ± 4.68%). По всей акватории из цианобактерий доминировали *Aphanocapsa incerta* (Lemmermann) G. Cronberg & Komárek, 1994 и *Merismopedia minima* G. Beck, 1897; из зеленых на некоторых станциях в доминирующий комплекс входила *Binuclearia lauterbornii* (Schmidle) Proschkina-Lavrenko, 1966. На всех исследованных станциях в состав доминирующего комплекса по биомассе входил *Cosmarium* sp. (харофитовые). В верховье водоема (станция 5), на приплотинном участке (станция 1) и в большом заливе (станция 6) к составу доминантов присоединялась *B. lauterbornii*. Также на некоторых станциях в качестве доминантов выступали *Nitzschia kuetzingiana* Hilse, 1863 (диатомовые) и *Rhodomonas pusilla* (H.Bachmann) Javornicky, 1967 (криптофитовые).

На большинстве исследованных станций НОТ-разнообразие было достаточно высоким. В

Табл. 2. Структурные показатели пелагических экологических группировок ВО ЮУ АЭС, июль 2018 г. N_{Sp} – количество видов/НОТ; H_{tax} – таксономическое разнообразие, бит/таксон; N – численность, млн кл/дм³ (для фитопланктона), экз./м³ (зоопланктона), экз./м² (зообентоса и зооперифитона); B – биомасса, мг/дм³ (для фитопланктона), мг/м³ (зоопланктона), г/м² (зообентоса и зооперифитона); H_N – разнообразие по численности, бит/экз., H_B – разнообразие по биомассе, бит/мг (для фитопланктона и зоопланктона), бит/г (зообентоса и зооперифитона); J/N – выравненность по численности; J/B – выравненность по биомассе.

№ станции	N_{Sp}	H_{tax}	N	B	H_N	H_B	J/N	J/B
Фитопланктон								
1	25	1.70	20.02	2.53	3.48	3.45	0.75	0.74
2	24	1.80	45.60	4.34	2.09	3.10	0.45	0.68
3	23	1.61	15.76	2.69	3.60	3.46	0.79	0.77
4	21	1.69	25.64	2.61	2.70	2.90	0.61	0.66
5	30	1.66	36.29	3.64	3.16	3.54	0.64	0.72
6	19	1.75	30.74	1.98	2.21	3.03	0.52	0.71
Зоопланктон								
1	12	1.56	477841	3872.76	2.32	2.604	0.65	0.73
2	13	1.53	335957	2405.43	2.41	2.35	0.65	0.63
3	13	1.53	54130	520.52	2.44	2.78	0.66	0.75
4	11	1.57	310290	2988.29	2.32	2.07	0.67	0.6
5	12	1.56	701913	7246.79	2.48	2.15	0.69	0.6
6	10	1.30	159520	1023.64	0.64	0.3	0.19	0.09

районе входа в подводящий канал (станция 2) и в большом заливе (станция 6), где численность *M. minima* составляла 63.9 и 57.5% от общей, индекс Шеннона имел несколько меньшие значения. Показатели выравненности свидетельствовали о достаточно равномерном распределении НОТ в фитопланктоне (Табл. 2).

В **высшей водной растительности** преобладал тростник южный. Его заросли были обнаружены практически по всему периметру водоема, за исключением подводящего и отводящего каналов. В районе плотины встречались отдельные куртины и полосы шириной до одного метра, на остальной акватории ширина полос составляла 3–10 м. Плотность зарастания варьировала от 68 до 220 стеблей на м^2, средняя биомасса по водоему составляла 3.40 ± 0.66 кг/м^2 с максимумом 5.37 кг/м^2 в куте большого залива. По нашим наблюдениям, тростник всегда доминировал в ассоциациях высшей водной растительности данного водохранилища. Вероятно, это связано с отсутствием здесь мелководий, что не способствует развитию погруженных форм.

Зоопланктон ВО в 2018 г. характеризовался невысоким богатством, что свойственно охладителям с высокой температурой воды (Животова, 2007). Всего в июле 2018 г. было обнаружено 17 НОТ беспозвоночных. Среди них 8 НОТ составляли коловратки, 6 – ветвистоусые, 3 – веслоногие ракообразные. Таксономическое разнообразие было невысоким (1.51 ± 0.04 бит/таксон) и мало изменялось по акватории водоема (CV = 6.64%). Сходство зоопланктона на участках с разным температурным режимом было высоким, индекс Серенсена составил 0.76–0.96.

В целом зоопланктон был копеподно-кладоцерным с доминированием по численности особей ювенильных стадий копепод, а также коловраток *Conochiloides deltaicus* Rudscu, 1960 и *Moina micrura* Kurz., 1875. По биомассе преобладали особи ювенильных стадий копепод, коловратки *M. micrura*, ветвистоусые *Diaphanosoma dubium* Manuilova, 1964 и *D. orghidani* Negrea, 1982, веслоногие *Thermocyclops oithonoides* (Sars), 1863. Распределение обилия зоопланктона, в отличие от состава, по акватории было менее равномерным (CV_N = 67.74%, CV_B = 80.30%).

Показатели разнообразия и выравненности на большинстве станций (Табл. 2) свидетельствуют о достаточно равномерном распределении количественных показателей в группировках зоопланктона. Исключение составила станция 6 в большом заливе, где низкие значения разнообразия и выравненности являются отражением подавляющего доминирования Copepoda (99.2% по численности и 99.7% по биомассе).

Зообентос ВО характеризовался крайней бедностью таксономического состава. Отмечено лишь 9 НОТ беспозвоночных из 3 групп: олигохеты представлены 5 НОТ (4 НОТ тубифицид и *Dero* sp.), личинки хирономид – 3 НОТ, отмечены Ostracoda sp. Высокой встречаемостью характеризовались лишь ювенильные тубифициды (88%) и *Leptochironomus tener* (Kieffer, 1918) (75%). Ракушковые раки регистрировались только в верховье, однако на других участках отмечены их створки, по визуальной оценке принадлежавшие недавно отмершим рачкам. Возможно, организмы этой группы элиминируются в летний максимально жаркий период и возобновляют свою численность на протяжении осени – весны. Сходство таксономического состава зообентоса (индекс Серенсена) по станциям основной акватории ВО было достаточно высоким (до 0.8), за исключением прибрежных участков.

Количественные показатели зообентоса были низкими: численность составляла порядка тыс. экз./м^2, биомасса – порядка г/м^2 (Табл. 3). По численности и биомассе практически на всей акватории (в меньшей степени в верховье) преобладали ювенильные тубифициды. Показатели численности распределялись по акватории ВО довольно равномерно (значения CV составляли 32%), биомассы – более мозаично (55%). Отмечены половозрелые особи тубифицид *Limnodrilus claparedeanus* Ratzel, 1868 и *L. hoffmaisteri* Claparède, 1862, это подтверждает наблюдения (Каратаев, 1990), что эти виды устойчивы к высокой температуре. Среди личинок хирономид наиболее толерантными к действию повышенной температуры оказались *L. tener*, которые встречались не только в верховье, но и на центральных и приплотинных участках, характеризующихся значительным подогревом даже придонных горизонтов. На участке водоема с максимальной придонной температурой с подогреваемой стороны «тепловой завесы» (36 °C, глубина 8 м) в зообентосе отмечены только *L. claparedeanus* и ювенильные тубифициды; показатели обилия составили 4400 экз./м^2 и 2.24 г/м^2 при доминировании последних.

Таким образом, зообентос ВО ЮУ АЭС на современном этапе имеет очень низкий уровень развития по общей биомассе и средний по численности (в соответствии с градациями, представленными О.П. Оксиюк и соавт. (2006)). Таксономический состав обеднен, по крайней мере, в летний, наиболее жаркий период. Такое состояние беспозвоночных зообентоса может быть относительно стабильным во времени и характерно для водоемов-охладителей со значительной техногенной нагрузкой, в частности термической. В Украине такими являются охладители ЮУ АЭС и Запорожской АЭС (Protasov et al., 2013).

Табл. 3. Структурные показатели контурных группировок ВО ЮУ АЭС, июль 2018 г. h – глубина, м.; СтД – струераспределительная дамба (Рис. 1). Прочие условные обозначения – как в Табл. 2. *Поселение моллюсков с 90%-ным покрытием субстрата.

№ станции	h	N_{Sp}	H_{tax}	N	B	H_N	H_B	J/N	J/B
Зообентос									
1	7.3	4	0.81	5200	2.66	1.38	1.41	0.69	0.70
2	6.0	3	0	5100	5.02	0.56	1.14	0.35	0.71
3	8.0	2	0	4400	2.24	0.44	0.59	0.43	0.59
4	7.0	4	0.81	2000	0.90	1.52	1.29	0.75	0.64
5	0.7	7	1.59	4602	3.84	2.25	2.13	0.80	0.75
5а	7,0	3	0.99	2300	0.61	1.34	1.15	0.84	0.72
Эпилитон									
Плотина (1а)	0.3	8	1.75	10217	24.09	1.92	0.99	0.64	0.33
	0.5	4	1.50	1528	0.46	1.28	0.63	0.63	0.31
	3.0	2	0	333	0.001	1.00	1.00	1.00	1.00
	4.0	4	1.50	16795	1880.37	0.37	0.16	0.18	0.08
Отсыпка берега (1б)	0	2	1.00	11905	1739.39	0.14	0.00	0.14	0.00
	0.15	3	0.92	21333	283.57	0.34	0.20	0.21	0.12
	0.15*	3	0.92	51833	5837.49	0.36	0.41	0.22	0.26
СтД	0	3	0.92	2037	0.64	1.24	1.39	0.78	0.87
5	0.1	6	1.79	2051	3.44	1.62	0.13	0.62	0.05
5а	0.15	12	1.95	5183	3.22	3.52	2.34	0.92	0.61
Эпифитон									
1б	0.5	2	1	696	13.35	0.34	0.00	0.33	0.00
6	0.35	3	0.92	428	0.004	1.50	1.33	0.94	0.83
5	0.4	4	0.81	193	0.001	1.92	0.96	0.95	0.48
5а	0.8	4	0.81	694	0.003	1.42	1.62	0.70	0.80

Отличительной чертой **зооперифитона** ВО ЮУ АЭС в 2018 г. было наличие массовых поселений тропических брюхоногих моллюсков-вселенцев *Melanoides tuberculata* и *Terebia granifera* в одновидовых и совместных поселениях (Рис. 2).

В эпилитоне количество НОТ и групп беспозвоночных было более чем в 2 раза выше по сравнению с эпифитоном (соответственно 17 и 7). На отдельных станциях количество НОТ колебалось от 2 до 8. Наиболее богатым был эпилитон в верховье ВО (станция 5а).

Численность эпилитона была в пределах 333–16795 экз./м^2, общая биомасса – 0.001–1880.37 г/м^2, а без учета моллюсков – 0.001–3.36 г/м^2 (Табл. 3). На каменной отсыпке по периметру ВО и на плотине отмечены поселения брюхоногих моллюсков со значительными показателями обилия: 10217–16795 экз./м^2 и 1739.39–1880.7 г/м^2.

В зоне наибольших отмеченных температур (41.2 °С) в пробах перифитона с камней беспозвоночные обнаружены не были; здесь отмечены нитчатые цианобактерии биомассой 62.9 г/м^2.

На плотине общая численность колебалась от 333 до 10217 экз./м^2, биомасса – от 0.46 до 24.09 г/м^2, доля моллюсков в группировках была определяющей. Вне поселений моллюсков в обрастании нитчатыми водорослями (глубина до 3 м) беспозвоночные эпилитона были представ-

Рис. 2. Моллюски *Melanoides tuberculata* (слева) и *Tarebia granifera* (справа) из водоема-охладителя ЮУ АЭС, июль 2018 г.

лены лишь 2 видами олигохет Naididae: *Pristina aequiseta* Bourne, 1891 и *P. longiseta* Ehrenberg, 1828, с минимальными показателями обилия.

Популяции *M. tuberculata* и *T. granifera* были представлены разноразмерными особями, что может свидетельствовать о натурализации видов в ВО, при этом в двухвидовых поселениях по показателям обилия значительно преобладала *T. granifera*.

На плотине (станция 1а) на малой глубине обнаружены одновидовые поселения *M. tuberculata*, размерный состав которых представлен 2 группами: 1–5 и 6–10 мм, с преобладанием первой (96%). На глубине 4 м найдены двухвидовые поселения, где особи *M. tuberculata* отмечены в 6-ти размерных группах: от 1–5 мм до 26–30 мм, при доминировании групп размером 6–10 мм (39%) и 16–20 мм (29%). Максимальная высота раковины *M. tuberculata* достигала 27 мм, минимальная – 2 мм. На этой же глубине особи *T. granifera* представлены тремя группами: от 1–5 мм до 11–15 мм, при этом доминировали группы размером 6–10 и 11–15 мм (по 38%); максимальная высота раковины составляла 13 мм, минимальная – 4 мм.

На каменной отсыпке берега (станция 1б) в эпилитоне встречались как одно-, так и двухвидовые поселения брюхоногих моллюсков. В одновидовых поселениях *M. tuberculata* морфометрические показатели популяции были сходными с таковыми на плотине: доминировали особи размерных групп 6–10 мм (29%) и 11–15 мм (33.7%), максимальная высота раковины достигала 28 мм, минимальная – 2 мм (Рис. 3). В двухвидовых поселениях популяция *M. tuberculata* была представлена мелкоразмерными особями (до 6 мм), а популяция *T. granifera* – группами от 2–5 до 11–12 мм при определяющем доминировании мелкоразмерных особей (доля моллюсков с высотой раковины 2–3 мм составила 73%). В двухвидовых массовых поселениях с 90% покрытием моллюсками субстрата доли размерных групп *T. granifera* (от 1–5 мм до 21–25 мм) распределялись относительно равномерно.

В **эпифитоне** ВО (на тростнике) отмечены 7 НОТ беспозвоночных из 4 групп (Nematoda, Oligochaeta, Chironomidae, Gastropoda). На отдельных станциях отмечены по 2–3 НОТ из 2 групп. Показатели обилия эпифитона были значительно ниже, чем у эпилитона. Численность колебалась от 193 до 696 экз./м^2, биомасса – от 0.001 до 0.004 г/м^2, с учетом брюхоногих моллюсков – до 13.35 г/м^2. На большей части станций в эпифитоне по показателям обилия доминировали олигохеты-наидиды (*P. aequiseta*, *P. longiseta*, *Nais pardalis* Piguet, 1906, *N. communis* Piguet, 1906). В верховье по численности доминировали нематоды (67%). На прибрежных участках (станция 1б) структура эпифитона отличалась – по численности (94% от общей) и биомассе (99%) доминировали моллюски *T. granifera*, что и определило высокий уровень биомассы. Популяция моллюсков здесь была представлена мелкоразмерными особями групп 1–5 и 6–10 мм, при доминировании первой (67%). Максимальная высота раковины достигала 8 мм, минимальная составляла 1 мм.

Таким образом, в настоящее время ВО характеризуется достаточно напряженным термическим режимом и довольно бедным составом группировок, в особенности контурных. Однако за период своего существования экосистема прошла несколько этапов трансформации.

Многолетняя динамика группировок

На начальных этапах исследований на фоне увеличения мощности электростанции наблюдался рост биомассы **фитопланктона** (Рис. 4). Летом 1985 г. были зарегистрированы максимальные за все время наблюдений показатели количественного развития (в среднем 9.6 мг/дм^3), связанные с обильным размножением диатомовой водоросли *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, 1979. В 1986 г. в регионе, где расположена площадка АЭС, отмечалось увеличение среднегодовой температуры воздуха на 2 °С относительно предыдущего года (Алексієнко та ін., 2017). При этом в связи с аварией на Чернобыльской АЭС, в летние месяцы ЮУ АЭС работала на полную мощность. В совокупности данные факторы оказали влияние на рост температуры не только в районе выхода отводящего

канала, но и по всему водоему. В этот период была зарегистрирован минимальный уровень биомассы фитопланктона (в среднем 0.3 мг/дм^3). В последующие десять лет показатели обилия увеличились, однако диапазон колебания летней биомассы фитопланктона не выходил за пределы зафиксированных ранее величин. В 2018 г. относительно всего периода исследований уровень количественного развития был невысоким. Таким образом, для фитопланктона можно обозначить общую тенденцию снижения показателей.

Таксономическое богатство **зоопланктона** было невысоким на протяжении всего периода наблюдений (1981–2018 гг.), насчитывало от 13 до 28 НОТ в разные годы (Алексієнко та ін., 2017; Протасов и др., 2018; Сергеева и др., 1988). Существенных сдвигов в видовом составе не происходило до начала 90-х годов. Заметные изменения были зафиксированы в 1997 г., когда общность состава зоопланктона с предыдущими исследованиями (1990–1992 гг.) по индексу Серенсена составила 0.43. А к 2018 г. состав зоопланктона почти полностью сменился: обнаружен лишь один общий с предыдущими исследованиями вид – коловратка *Brachionus calyciflorus* Pallas, 1776. Изменения отмечались и в доминирующем комплексе. В пе-

Рис. 3. Размерная структура популяции *Melanoides tuberculata*, эпилитон, станция 1б, июль 2018 г.

риод заполнения и на первых этапах становления водоема (1981–1983 гг.) при естественном температурном режиме зоопланктон был представлен копеподно-кладоцерным комплексом при доминирующей роли *Eudiaptomus gracilis* (G.O. Sars, 1863), *Daphnia longispina* (O.F. Müller, 1776) или *D. cucullata* G.O. Sars, 1862. С увеличением температуры воды и формированием техногенных циркуляций, связанных с вводом в эксплуатацию первого энергоблока АЭС, произошла смена доминанта на более теплолюбивый вид *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin, 1848) (Сергеева и др., 1988). В настоящее время значительного развития стали достигать термофильные виды с преимущественно южным характером распространения – *M. micrura*, *D. dubium*, *D. orghidani*, *Keratella tropica* (Apstein, 1907) (Алексієнко та ін., 2017; Протасов и др., 2018). Количественное развитие зоопланктона достигло наибольшего развития после пуска АЭС в 1984 г., когда биомасса составила в среднем 5.7 г/м^3 (при максимальном значении на одной из станций 11.5 г/м^3). В последующие годы исследований биомасса в среднем изменялась в пределах 0.5–2.7 г/м^3 (Рис. 5).

Динамика **зообентоса** также была связана с характером и режимом эксплуатации АЭС и климатическими факторами. В первый год заполнения ВО (1980 г.) резкое изменение условий существования (переход от малой речки к водоему, отсутствие сформировавшихся донных отложений) привело к значительному снижению богатства беспозвоночных, количество групп зообентоса уменьшилось от 14 (в р. Ташлык) до 2 – в ВО (олигохеты и личинки одного вида хирономид (*Procladius ferragineus* Kieffer, 1919)). К 1983–1984 гг. в водоеме были отмечены гидры, нематоды, разноногие и кумовые раки, личинки стрекоз, поденок, ручейников и мокрецов (верховье), повсеместно встречалась дрейссена. В 1986 г. в зообентосе было зарегистрировано 48 НОТ из 15 групп. После летнего значительного повышения температуры в 1986 г. видовой состав зообентоса резко сократился (7 НОТ в 1988 г., до 11–13 НОТ в 1990–1997 гг.) После элиминации дрейссены (в 1988 г. не зарегистрирована) этот моллюск отмечался локально в 1989–1992 гг., с 1997 г. полностью исчез.

По мере становления ВО и формирования зообентоса, его показатели обилия возрастали (Рис. 6). Так, на приплотинном участке в 1980 г. численность и биомасса составляли лишь 90 экз./м^2 и 0.21 г/м^2, а в 1981 г. – уже 7900 и 1.4 соответственно. В 1983–1984 гг. численность колебалась в пределах 1785–8013 экз./м^2, биомасса «мягкого» зообентоса – 0.77–2.1 г/м^2, с учетом моллюсков – до 150.87 г/м^2. В верховье основную часть «мягкого» зообентоса составляли личинки хирономид, на центральных участках – личинки хирономид и олигохеты, по биомассе доминировала дрейссена. На участке сброса в 1984–1985 гг. в массе развивались олигохеты (до 34929 экз./м^2), а биомасса дрейссены достигала 339.82 г/м^2. Летом 1986 г. показатели обилия существенно снизились (на мелководьях биомасса уменьшилась более чем в 1000 раз), и только в верховье биомасса достигала 139.62 г/м^2. К осени 1987 г. показатели обилия оставались на невысоком уровне, хотя на некоторых участках начался процесс возобновления зообентоса. В 1988 г. его группировки были представлены только личинка-

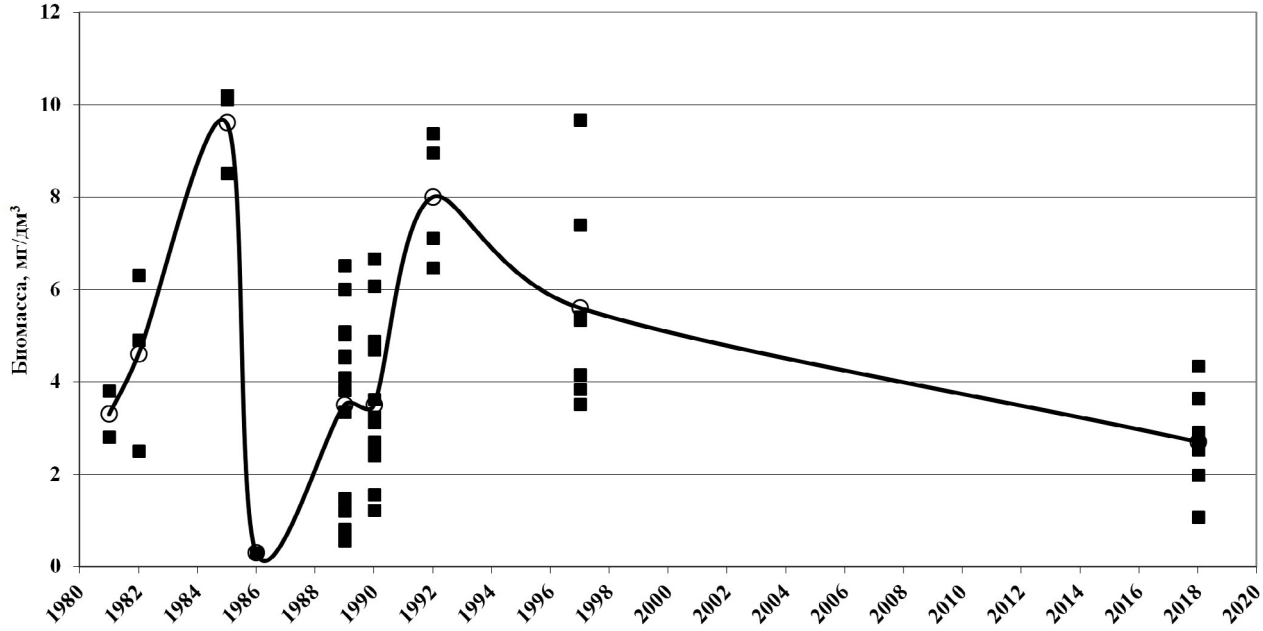

Рис. 4. Изменения биомассы фитопланктона в летний период 1981–2018 гг., ВО ЮУ АЭС: Квадраты – показатели на отдельных станциях исследований, круги – средний уровень биомассы по всему водоему.

ми хирономид и олигохетами; численность составляла 1160–2120 экз./м², биомасса – 0.60–1.39 г/м². В 1989–1992 гг. зообентос ВО составляли в основном личинки хирономид и тубифициды, только к 1992 г. локально на центральных участках была отмечена дрейссена (1.14 г/м², 82% общей биомассы); на участке сброса дрейссена доминировала как по численности, так и по биомассе.

В августе 1997 г. зообентос ВО ЮУ АЭС был крайне обеднен: всего зарегистрировано 15 НОТ из 6 групп при преобладании личинок хирономид и олигохет (по 5 НОТ), остальные группы были представлены одним таксоном, моллюски не зарегистрированы. В подводящем канале был отмечен гидроидный полип *Cordilophora caspia* Pallas, 1771, вероятно, попадающий из перифитонных поселений. На отдельных станциях количество таксонов колебалось от 1 до 6. Более богатым зообентос был в верховье ВО (9 НОТ из двух групп): личинки хирономид – 5 НОТ (встречались только здесь) и олигохеты – 4 НОТ. Этим и объясняется значительная оригинальность таксономического состава зообентоса данного участка (t_{xx} = 186).

Показатели обилия зообентоса были невысокими (особенно биомасса) и значительно колебались на разных участках водоема: численность – от 100 до 25600 экз./м², биомасса – от 0.01 до 4.37 г/м². Максимальная биомасса зарегистрирована в верховье на заиленном гравии с растительными остатками; по биомассе доминировал *Chironomus plumosus* L., 1758 (64% общей), по численности – олигохеты сем. Naididae (56%).

В летний сезон 2006 г. зообентос насчитывал 17 НОТ: Hydrozoa, Nematoda, Hydracarina, ручейник *Ecnomus tenellus* (Rambur, 1842), *M. tuberculata*, олигохеты были представлены 8 НОТ, личинки хирономид – 4.

Количественные показатели в среднем по ВО составляли 12180 экз./м² и 358.06 г/м², основу биомассы (до 99%) составляли *M. tuberculata*, встреченные в средней и приплотинной частях. Следует отметить, что такие величины биомассы близки к уровню 1986 г. Показатели обилия «мягкого» бентоса были низкими – в среднем 7220 экз./м² и 2.07 г/м².

Таким образом, относительно результатов исследований предыдущих лет можно констатировать обеднение таксономического состава зообентоса ВО ЮУ АЭС. Следует отметить, что в работе В.Р. Алексиенко и соавт. (Алексієнко та ін., 2017) указывается, что в разные сезоны в период 2003–2010 гг. общее количество НОТ достигало 35. Вероятно, осенью и весной может происходить некоторое возобновление группировок беспозвоночных за счет организмов с коротким жизненным циклом или вторичноводных.

В **зооперифитоне** в период до начала эксплуатации водоема в качестве охладителя (1983 г.) доминирование дрейссены в сообществах перифитона составляло до 60% по численности и 93% – по биомассе (Протасов и Силаева, 2012). В перифитоне было отмечено около 20 НОТ из 9 групп: 5 видов олигохет, личинки хирономид, ручейников, поденок, гаммариды, гидры, губки. Средняя численность беспозвоночных достигала 20200 экз./м², биомас-

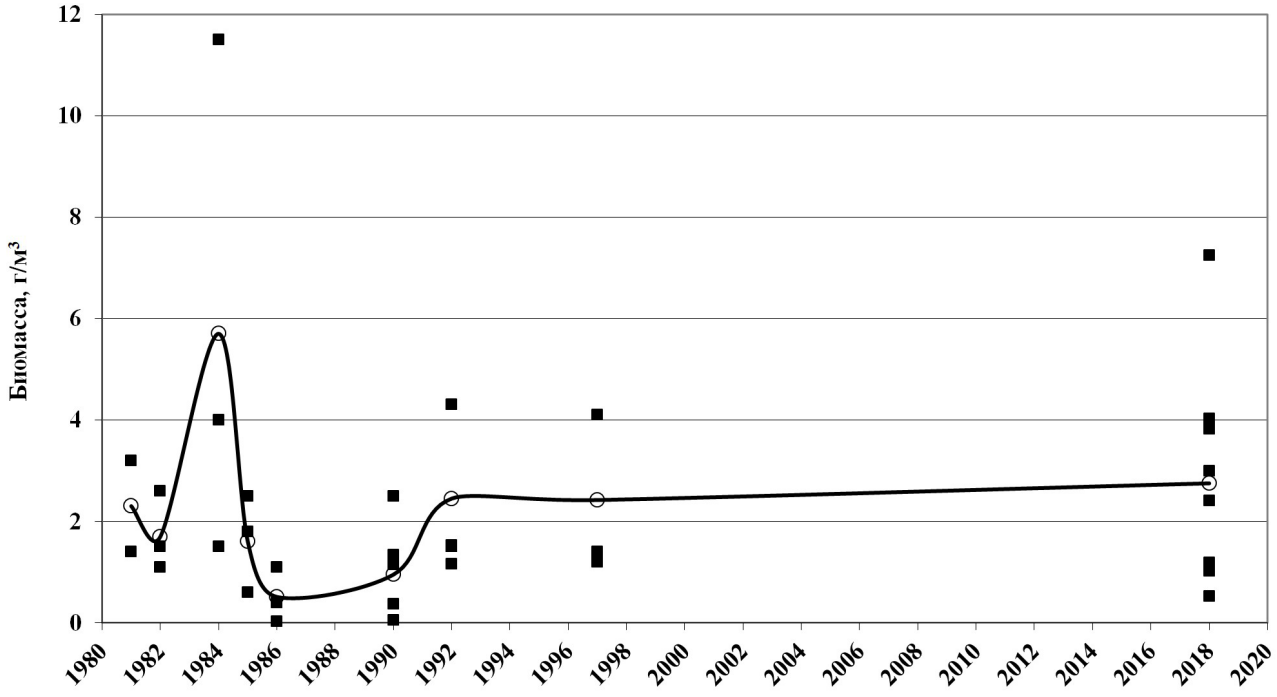

Рис. 5. Изменения биомассы зоопланктона ВО ЮУ АЭС в летний период 1981–2018 гг. Квадраты – показатели на отдельных станциях исследований, круги – средний уровень биомассы по всему водоему.

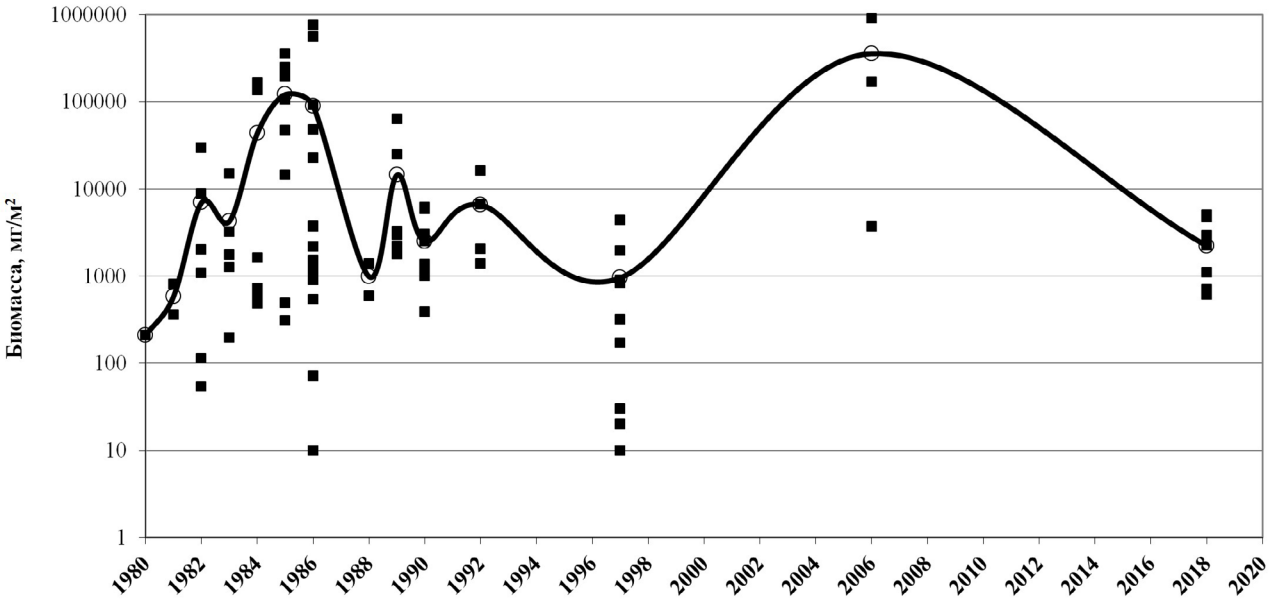

Рис. 6. Изменения биомассы зообентоса ВО ЮУ АЭС в летний период 1981–2018 гг. Квадраты – показатели на отдельных станциях исследований, круги – средний уровень биомассы по всему водоему.

са – 1850 г/м² (Рис. 7). Разнообразие, рассчитанное по численности, в связи с достаточно высокой выравненностью составило 2.229 бит/экз., разнообразие по биомассе было низким – 0.396 бит/г. В водоеме сформировалось достаточно типичное сообщество с доминированием дрейссены, характерное для водохранилищ. Несмотря на то, что сформировалось оно из организмов, поступающих из р. Южный Буг, в охладителе отсутствовали такие типичные для реки организмы, как брюхоногие моллюски-лунки (*Theodoxus fluviatilis* (Linnaeus, 1758) и фаготии (*Fagotia esperi* (Ferussac, 1823).

В 1984, 1985 и весной 1986 г. общая картина распределения и макроструктуры перифитона практически не изменилась. Среди нитчатых водорослей в большом количестве обитали олигохеты, личинки хирономид и ручейников. На глубине более 2 м сообщество дрейссены было доминирующим во всех биотопах. Показатели обилия беспозвоночных на плотине и в районе сброса (глубина около 3 м) были сходными: 64880 и 51650 экз./м², 3850 и 4540 г/м² соответственно.

В начальный период существования техноэкосистемы ЮУ АЭС при относительно невысокой степени воздействия техногенных факторов структура перифитона была достаточно однородной и стабильной. Она сохранилась до начала лета 1985 г. В этот период температура воды в районе сброса составляла 34 °С, и структура перифитона стала приобретать черты, характерные для участков с максимальным подогревом в других водоемах-охладителях. В районе сброса дрейссена не обнаруживалась до глубины 3 м, и только на глубине 5 м ее поселения в виде щеток занимали до 80% субстрата.

Сообщество дрейссены, которое занимало каменистые субстраты на плотине, в глубоководной части отсыпки возле сброса, на отсыпке укрепления берегов, по показателям обилия отличалось от такового, отмеченного в 1984 г. Биомасса была в два раза ниже – 1700 г/м², численность – около 20000 экз./м². Таким образом, сильное влияние подогретых сбросных вод на перифитон было достаточно локальным и распространялось на небольшую глубину.

Летом 1986 г. термический режим в охладителе был экстремальным. В условиях повышения температуры воды на сбросе до 40 °С и более в сообществах произошли катастрофические изменения – массовая гибель дрейссены до глубины 6–7 м, где при температуре 34 °С были отмечены лишь отдельные живые особи. Биомасса нитчатых цианобактерий превышала 500 г/м². Было отмечено лишь 6 НОТ беспозвоночных из олигохет и ракообразных. Характерные для зон наибольших температур олигохеты *Pristina aequiseta* при температуре 40 °С были обнаружены на малой глубине с наибольшей численностью около 800 экз./м², однако глубже (при температуре 39 °С) их численность возрастала до 100 тыс. экз./м². На плотине также произошло вымирание поселений дрейссены. К осени 1986 г. сообщество дрейссены, столь обширное в предыдущие годы, практически исчезло.

Позднее наблюдалось определенное восстановление структуры сообществ. Летом 1988 г. общий габитус сообществ с преобладанием

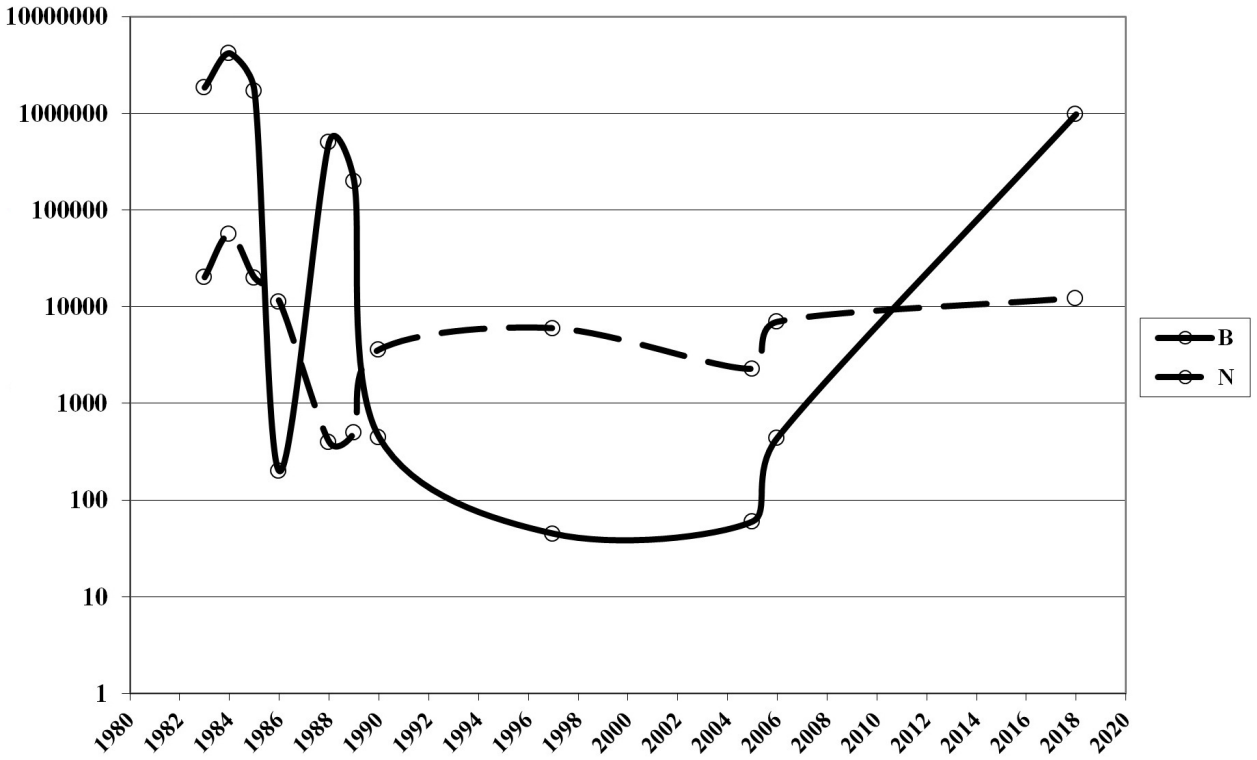

Рис. 7. Количественные показатели зооперифитона ВО ЮУ АЭС в разные годы исследований. N – численность, экз./м^2; B – биомасса, мг/м^2.

дрейссены был довольно сходен с существовавшим ранее. Температура воды в верхних слоях на сбросе достигала 33 °С, в глубинных горизонтах при температуре 30 °С и ниже покрытие субстрата дрейссеной достигало 80–100%. В 1989 и 1990 гг. восстановление структуры сообществ перифитона также продолжалось, однако летом при высокой температуре вновь произошло отмирание дрейссены до глубины 6–8 м. Численность сообщества в эти годы составляла 3600 экз./м^2, а биомасса была всего 0.45 г/м^2 при доминировании Ostracoda по численности и биомассе. Отмечено всего 6 НОТ беспозвоночных. Летом 1997 г. исследования показали, что зооперифитон в качественном отношении оставался бедным. В подводящем канале было отмечено лишь 3 НОТ, на сбросе подогретых вод – 5, в охладителе – 17.

Показатели обилия зооперифитона были крайне низкими: в подводящем канале численность достигала 2700 экз./м^2, биомасса – 0.05 г/м^2. В районе сброса на глубине 2.5 м биомасса достигала 1.17 г/м^2 в основном за счет крупных тубифицид, однако в других микробиотопах (приурезная зона, боковые стороны камней на глубине 0.5 м) она составляла всего 0.03–0.15 г/м^2. На плотине при температуре воды 32 °С на верхних сторонах камней при 100% покрытии нитчатыми цианобактериями было отмечено всего 2 НОТ беспозвоночных, численность которых была равна 4500 экз./м^2, а биомасса – 0.03 г/м^2. На глубине 2.5 м было отмечено 3 НОТ; биомасса составила 0.08 г/м^2, так же низки были показатели биомассы на глубине 6–7 м – 0.02 г/м^2 при доминировании Ostracoda.

Исследования, проведенные в 2005 г. (Воликов и др., 2006), показали, что состав перифитона оставался бедным: было отмечено 17 НОТ (на отдельных станциях от 2 до 6). Олигохеты и личинки хирономид были представлены 5 видами. Показатели обилия были низкими: численность составляла 9800 экз./м^2 (в верховье водохранилища), максимальная биомасса – до 1.85 г/м^2 (в средней части ВО). На плотине значения биомассы были одними из наименьших – 0.26 г/м^2. Средний показатель биомассы по водоему составила 0.54 г/м^2.

В 2006 г. богатство перифитона несколько возросло – был отмечен 21 НОТ. Олигохеты были представлены 9 видами, личинки хирономид – 6. Из ракообразных были отмечены два вида гаммарид, корофииды, мизиды, из гастропод только один вид – *M. tuberculata*. Значения показателей обилия на отдельных станциях варьировали от 3230 до 10760 экз./м^2 и от 0.05 до 8.14 г/м^2. Увеличение биомассы по сравнению с предыдущим годом было в основном за счет олигохет, личинок хирономид, а в средней части водохранилища – брюхоногих моллюсков (Воликов и др., 2007). Как ранее указывалось, в 2018 г. основу сообществ перифитона составляли инвазивные Gastropoda.

Заключение

Как отмечено выше, летом 2018 г. в районе отводящего канала наблюдалась крайне высокая температура, около 40 °С. В этих условиях в перифитоне были отмечены лишь единичные экземпляры олигохет. По имеющимся данным (Протасов и Силаева, 2012; Протасов и др., 1991), в зонах максимальных температур в водоемах-охладителях формируются вполне устойчивые и обширные сообщества; например, в летний период в сбросном канале водоема ЧАЭС, где температура достигала 37–39 °С, развивались достаточно обильные сообщества с доминированием мшанки *Plumatella emarginata* Allman, 1844. В районе сброса циркуляционных вод в водоеме Криворожской ГРЭС было отмечено сообщество Plumatella emarginata + Aelosoma hempichi (выделено по степени доминирования). Здесь при температуре до 33 °С было обнаружено 10–12 видов беспозвоночных, биомасса составила 2–40 г/м^2. В водоеме-охладителе ЮУА ЭС в 1986 г. при температуре 40 °С среди нитчатых цианобактерий были найдены олигохеты. При снижении температуры всего на один градус численность их возрастала. Таким образом, зона максимально высоких температур отнюдь не является безжизненной. Не исключено, что при более стабильном режиме здесь могло бы сформироваться более богатое сообщество термофилов.

В техноэкосистемах высокая температура (33–36 °С) в донных группировках регистрируется достаточно редко и отмечается в течение непродолжительного времени (в максимально жаркий период лета), чаще всего на локальных участках. По результатам наших многолетних исследований, высокая температура приводит к крайнему обеднению таксономического состава зообентоса, на таких участках часто отмечаются лишь ювенильные тубифициды, а показатели обилия изменяются в значительных пределах – от минимальных до достаточно высоких.

Зона максимальных температур в водоемах-охладителях локализована непосредственно в отводящем канале и на небольшом по площади участке в районе выхода отводящего канала. Пелагические группировки не имеют привязки к этим биотопам в силу гидродинамических причин, а именно гомогенизации техногенным потоком. В то же время контурные группировки на участках, подверженных максимальному обогреву, формируют своеобразные сообщества. Так, установлено, что в водоемах-охладителях ТЭС и АЭС Украины в зонах максимальных температур формируются однотипные сообщества фитоперифитона, которые относятся к ассоциации Lyngbyo putealis – Oscillatorietum brevis (Shevchenko, 2012). Характерной особенностью данной ассоциации является наличие среди диагностических таксонов термофильных видов цианобактерий.

Экосистема водоема-охладителя в составе водной техноэкосистемы АЭС за десятилетия своего существования прошла определенные этапы. Рассматривая развитие подобных техноэкосистем с точки зрения анализа экологических рисков (Розенберг и др., 2019), их следует отнести к системам с крайне высоким уровнем экологического риска. Если считать, что степень экологического риска обратно пропорциональна вероятности достижения климаксового состояния, то очевидно, что оценка риска стремится к максимуму, поскольку достижение экосистемой климакса (в классическом понимании) вряд ли возможно. Будет вернее сказать, что некое более или менее стационарное состояние (псевдоклимакс) определяется не столько совокупностью климатических условий, сколько комплексом техногенных факторов. Состояние техногенного псевдоклимакса может сохраняться достаточно продолжительное время, пока относительно стабильными будут технические условия. В данном случае – стабильная работа трех энергоблоков АЭС, постоянные подкачка и продувка водоема. При этом не следует упускать из виду, что техногенные факторы накладываются на изменяющиеся климатические условия.

Согласно первоначальному проекту данный ВО должен был быть включен в состав энергокомплекса и связан с гидроаккумулирующей электростанцией (ГАЭС), выполняя функции как охладителя, так и верхового водоема ГАЭС. Однако отказ от такой схемы после аварии на Чернобыльской АЭС привел к тому, что при относительно небольшой охлаждающей поверхности ВО температура в нем в летний период существенно возросла при введении второго и третьего энергоблоков. Уже в 1986 г. началась коренная перестройка экосистемы ВО. Было отмечено резкое снижение средней биомассы фитопланктона (в 32 раза): с 9.6 мг/дм^3 летом 1985 г. до 0.3 мг/дм^3 в аналогичный период 1986 г. Минимум средней биомассы зоопланктона (0.51 г/м^3) также приходился на лето 1986 г. Элиминирование моллюсков-фильтраторов не только изменило облик сообществ перифитона, но и затронуло другие блоки экосистемы. Вселение экзотических рыб (*Oreochromis mossambicus* (Peters, 1852)) и брюхоногих моллюсков (*M. tuberculata*, *T. granifera*) привело к тому, что инвазивные виды стали наиболее существенными компонентами сообществ гидробионтов.

До 1986 г. экосистема находилась в некотором более или менее стабильном состоянии. Видовой состав фито- и зоопланктона существенных изменений не претерпевал, коэффициент общности планктона по годам исследований был довольно высок – 62–65% (Сергеева и др., 1988). Здесь, как и в других водоемах-охладителях (например, в водоеме Чернобыльской АЭС), в зонах малого вли-

яния подогретых сбросов в перифитоне и бентосе сформировались сообщества с доминированием дрейссены (Протасов и др., 1991; Протасов и Силаева, 2012). В настоящее время экосистема также находится в квазистационарном состоянии, однако ее устойчивость, несомненно, крайне низка.

Благодарности

Исследование поддержано Программой развития приоритетных направлений научных исследований НАН Украины, проект № 1230-2019-2020.

Список литературы

Алексієнко, В.Р., Бойченко, С.Г., Бугера, М.А., Буйновська, Н.А., Булгаков, В.П., Варламов, Є.М., Верховцев, В.Г., Вірич, П.М., Дудар, Т.В., Жолуденко, О.О., Кендзера, О.В., Ковач, О.В., Ландау, Ю.О., Лесь-Меридонова, О.В., Линник, П.М., Лисиченко, Г.В., Лисиченко, О.Г., Палієнко, В.П., Свіденюк, М.О., Спиця, Р.О., Сташук, І.В., Тищенко, Ю.Є., Трохимець, В.М., 2017. Комплексний геоекологічний моніторинг зони впливу Ташлицької гідроакумулюючої електростанції та Олександрівського водосховища: 1998–2016 роки. Наукова думка, Київ, Україна, 360 с.

Арсан, О.М., Давидов, О.А., Дьяченко, Т.М., Євтушенко, М.Ю., Жукинський, В.М., Кирпенко, Н.І., Кіпніс, Л.С., Кленус, В.Г., Коновець, М.І., Линник, П.М., Ляшенко, А.В., Олійник, Г.М., Пашкова, О.В., Протасов, О.О., Силаева, А.А., Ситник, Ю.М., Стойка, Ю.О., Тімченко, В.М., Шаповал, Т.М., Шевченко, П.Г., Щербак, В.І., Юришинець, В.І., Якушин, В.М., 2006. Методи гідробіологічних досліджень поверхневих вод. Логос, Київ, Україна, 408 с.

Безносов, В.Н., Суздалева, А.Л., 2005.Сукцессионное развитие экосистем техногенных водоемов. В: Филенко, О.Ф. (ред.), *Антропогенные влияния на водные экосистемы. Сборник статей, посвященный 100-летию со дня рождения Н.С. Строганова.* Товарищество научных изданий КМК, Москва, Россия, 120–129.

Воликов, Ю.Н., Ляшенко, А.В., Слепнев, А.Е. 2006. Зооперифитон водных объектов зоны влияния Южно-Украинского энергокомплекса (ЮУ ЭК). *Материалы Международной научной конференции «Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы исследований».* Херсон, Украина, 34–37.

Воликов, Ю.Н., Ляшенко, А.В., Слепнев, А.Е. 2007. Оценка качественных показателей развития макрозооперифитона водных объектов зоны влияния Южно-Украинского энергокомплекса (ЮУ ЭК). *Материалы III Международной научной конференции «Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды».* Минск – Нарочь, Беларусь, 209.

Животова, Е.Н., 2007. Использование зоопланктона в биоиндикации теплового загрязнения водоемов-охладителей АЭС. *Вестник ВГУ. Серия: Химия. Биология. Фармация* **1**, 73–75.

Каратаев, А.Ю., 1990. Воздействие подогрева на пресноводные экосистемы. Деп. в ВИНИТИ № 2440–В90, Минск, Беларусь, 133 с.

Оксиюк, О.П., Зимбалевская, Л.Н., Протасов, А.А., Плигин, Ю.В., Ляшенко А.В., 1994. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. Бентос, перифитон и зоофитос. *Гидробиологический журнал* **30** (4), 31–35.

Песенко, Ю.А., 1982. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. Наука, Москва, Россия, 287 с.

Плохинский, Н.А., 1970. Биометрия. Издательство Московского университета, Москва, Россия, 367 с.

Протасов, А.А., 2002. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология. Институт гидробиологии НАНУ, Киев, Украина, 105 с.

Протасов, А.А., Силаева, А.А., 2012. Контурные группировки гидробионтов в техноэкосистемах ТЭС и АЭС. Институт гидробиологии НАНУ, Киев, Украина, 274 с.

Протасов, А.А., Семенченко, В.П., Силаева, А.А., Тимченко В.М., Бузевич, И.Ю., Гулейкова, .В., Дьяченко, Т.Н., Морозова, А.А., Юришинец, В.И., Ярмошенко, Л.П., Примак, А.Б., Морозовская, И.А., Масько, А.Н., Голод, А.В., 2011. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки. Институт гидробиологии НАНУ, Киев, Украина, 234 с.

Протасов, А.А., Сергеева, О.А., Кошелева, С.И., Кафтанникова, О.Г., Ленчина, Л.Г., Калиниченко, Р.А., Виноградская, Т.А., Новиков, Б.И., Афанасьев, С.А., Синицына, О.О., 1991. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины. Наукова думка, Киев, Украина, 192 с.

Протасов, А.А., Силаева, А.А., Громова, Ю.Ф., Новоселова, Т.Н., Морозовская, И.А., 2018. Многолетние изменения пелагических и контурных группировок в Ташлыкском водохранилище – охладителе Южно-Украинской АЭС. *Тези доповідей VII Всеукраїнської наукової конференції, присвяченій 100-річчю від дня заснування Національної академії наук України «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології.*». Київ, Україна, 19–20.

Розенберг, Г.С., Зибарев, А.Г., Костина, Н.В., Кудинова, Г.Э., Розенберг, А.Г., 2019. Оценки рисков и ущербов как инструмент социальной экологии. *Биосфера* **11** (2), 75–86.

Сергеева, О.А., Калиниченко, Р.А., Кошелева, С.И., Ленчина, Л.Г., 1988. Химический состав воды и планктон водоема-охладителя Южно-Украинской АЭС. *Гидробиологический журнал* **24** (6), 8–14.

Algaebase. Электронный ресурс. URL: www.algaebase.org (дата обращения: 07.10.2019).

Novoselova, T.N., Protasov, A.A., 2015. Phytoplankton of Cooling Ponds of Techno-Ecosystems of Nuclear and Thermal Power Stations (a Review). *Hydrobiological Journal* **51 (**3), 37–52.

Protasov, A., Afanasjev, S., Sinicyna, O., Zdanowski, B., 1994. Composition and functioning of benthic communities. *Archiw Rybactwa Polskiego* **2** (2), 257–284.

Protasov, A.A., Panasenko, G.A., Babariga, S.P., 2009. Biological Hindrances in Power Stations Exploitation, Their Typization and Main Hydrobiological of Control. *Hydrobiological Journal* **45** (1), 32–46.

Protasov, A.A., Silayeva, A.A., Yarmoshenko, L.P., Novoselova, T.N., Primak, A.B., Savitskiy, A.I., 2013. Hydrobiological Studies on the Techno-Ecosystem of the Zaporozhye Nuclear Power Station. *Hydrobiological Journal* **49** (4), 75–92.

Shevchenko, T.F., 2012. Thermophilous communities of periphyton algae in the cooling pond of thermal and nuclear power stations of Ukraine. *Hydrobiological Journal* **48** (5), 31–45.

Zdanowski, B., Protasov, A.A., 1998. Structura i funkcjonowanie podgrzanych jezior Koninskich – wnioski dla ochrony i zagospodarowania zbiornikow. In: Zdanowski, B. (ed.), *Jeziora Koninskie – 40 lat badan stan aktualny oraz wnioski dla ochrony.* Wojowodski Inspektorat Ochrony Srodowiska w Koninie, Konin, Poland, 54–58. (In Polish).

Technoecosystem of the cooling pond of the South Ukrainian Nuclear Power Plant: group dynamics and transformation

Tatyana N. Novoselova*, Anzhelika A. Sylaieva, Yuliya F. Gromova, Tanita I. Menshova, Irina A. Morozovskaya, Aleksandr A. Protasov

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, 04210 pr. Geroev Stalingrada, 12, Kiev, Ukraine

**labtech-hb@ukr.net*

The results of long-term complex hydrobiological studies of the cooling pond of the South Ukrainian Nuclear Power Plant (NPP) are presented. The abundance of zoo- and phytoplankton increased until 1984–1985, and then in the summer of 1986, against a background of extremely high temperatures in the reservoir, there was a significant (32-fold) drop in the mean biomass of phytoplankton, coinciding with the minimum abundance of zooplankton. In subsequent years, the abundance of these groups recovered, but has not reached previous levels. At present, the zooplankton contains a considerable amount of thermophilic species. Research in recent years indicates that the zooperiphyton is dominated by the invasive gastropods *M. tuberculata* (Müller, 1774) and *Terebia granifera* (Lamarck, 1822). In the epiliton, the number of LDT (lowest determined taxa) and groups of invertebrate was more than double that in the epiphyton (17 and 7, respectively). At the first stages of the development of the pond ecosystem, the periphyton communities were dominated by zebra mussel *Dreissena polymorpha* Pall. These communities were eliminated as temperature increased, and after the commissioning of the NPP, the second and third power units were not completely restored in the environment of a constantly high thermal load. Over years, with the formation of bottom biotopes, the abundance of zoobenthos increased, and with an increase in the technogenic load, it decreased. At the present stage, the zoobenthos is impoverished (nine taxa) and is dominated by mainly juvenile tubificids.

Keywords: technogenic succession, phytoplankton, zooplankton, zoobenthos, zooperiphyton, gastropods, invaders, river Southern Bug.

Правила для авторов

1. Общие требования к содержанию статей.

1.1. К публикации в журнале принимаются статьи, представляющие результаты оригинальных научных исследований, заметки, сообщения, а также библиографические обзоры и рецензии на новейшие отечественные и зарубежные исследования по проблемам естественных и антропогенных изменений в экосистемах, фундаментальным и прикладным аспектам экологии и оценке экологического состояния пресноводных, морских и наземных экосистем.

1.2. Журнал печатает только оригинальные научные работы, ранее нигде не публиковавшиеся и не содержащие некорректных или чрезмерных заимствований.

1.3. Присылаемые материалы должны соответствовать тематике журнала, представленной следующими направлениями:

03.02.08 – Экология

03.02.14 – Биологические ресурсы

05.11.13 – Приборы и методы контроля природной среды, веществ, материалов и изделий

1.4. Присылаемые материалы должны отличаться научной новизной и фундаментальностью.

1.5. Рукописи, которые не соответствуют тематике журнала или подготовлены без учета требований журнала по их оформлению, не рассматриваются на предмет публикации.

2. Общие требования к оформлению статей.

2.1. Подача материалов для публикации в журнале осуществляется в электронной форме. Авторы предоставляют в редакцию журнала на электронный адрес ecosyst.trans@gmail.com следующие материалы:

a) Файл с текстом статьи в форматах .doc, .docx, .rtf.

b) Иллюстративный материал в форматах .tif (LZW compression) либо .jpg высокого качества, с разрешением не менее 300 dpi для фотографий и 600 dpi для векторных рисунков. Формат иллюстраций должен соответствовать печатной области журнала. Горизонтальное измерение должно составлять 90 мм (для печати на одну полосу) или 190 мм (для печати на всю ширину листа). Вертикальное измерение – не более 280 мм. Иллюстрации могут даваться как по отдельности, так и скомпонованными в таблицы. Названия файлов с иллюстрациями должны включать номера рисунков (fig1.tif). Иллюстрации публикуются в цветном виде в электронной версии журнала и в черно-белом – в печатной. Количество иллюстраций на одну статью специально не регламентируется, однако Редакция оставляет за собой право отклонить материал, имеющий несоразмерно большой объем иллюстраций. В случае необходимости приведения обширного иллюстративного материала он может быть опубликован в виде онлайн-приложения к статье.

c) Таблицы в форматах .doc, .docx, .xls, .xlsx. Названия файлов должны включать номера таблиц (table1.doc). Размеры таблиц должны соответствовать печатной области журнала. Таблицы большего формата могут быть опубликованы в виде онлайн-приложения.

d) Дополнительные материалы к статье (фотографии высокого разрешения, дополнительный иллюстративный материал, видеофайлы, крупные таблицы, базы данных и пр.) могут быть опубликованы на сайте журнала в виде приложений к работе. Приложения ко всем статьям публикуются в открытом доступе.

e) Отсканированная копия заполненного лицензионного договора.

Файлы, инфицированные вирусами, не обрабатываются и не принимаются к опубликованию.

В случае, если получение рукописи не было подтверждено Редакцией в течение трех дней, необходимо повторить отправку рукописи по адресу: aeschna@yandex.ru.

2.2. В исключительных случаях возможна подача материалов в бумажном виде: при личном предоставлении в редакцию либо по почте.

2.3. Объем рукописей не должен превышать 2 авторских листов (80 000 знаков с пробелами). Рекомендуемый объем предоставляемой к публикации статьи – 1 авторский лист (40 000 знаков с пробелами).

2.4. Параметры страницы: 210 x 297 мм (формат A4), ориентация книжная. Поля страницы – все по 20 мм. Шрифт обычный, Times New Roman. Размер шрифта: 12 пунктов в основном тексте, 10 пунктов в сносках. Междустрочный интервал: полуторный. Текст без автоматической расстановки переносов. Название статьи: полужирным шрифтом по центру страницы.

2.5. Текст рукописи предоставляется в виде единого файла. Рукопись условно делится на три блока: первый – включает УДК, информацию об авторе, аннотацию, ключевые слова, текст статьи, список использованной литературы; второй – полностью на английском, включает сведения об авторе, аннотацию (необязательно), ключевые слова (необязательно), список использованной литературы (References); третий – подписи к иллюстрациям и таблицам, примечания для переводчика и прочую техническую информацию. Каждый блок начинается с новой страницы.

2.6. Названия таксонов родового и видового уровня приводятся курсивом. При первом упоминании вида требуется указание автора и года описания (*Tanychora petiolata* Townes, 1973; *B. bufo* L., 1758). Названия ранга семейства и выше особо не выделяются и обязательного указания авторства не требуют.

2.7. В тексте статьи сокращения (кроме стандартных) в случае необходимости их использования поясняют при первом упоминании. Применяется международная система единиц измерения СИ.

2.8. Десятичным разделителем служит точка (3.1415). Разделителем групп разрядов (используется по желанию автора) служит неразрывный пробел (Ctrl+Shift+Space: 101 325). При указании диапазонов значений числа разделяются знаком тире (не путать с дефисом и минусом!) без пробелов (13–21).

2.9. Не следует использовать знаки пробела или табуляции для выделения новой строки (для этого используются настройки абзаца и ползунки на верхней линейке в MS Word). Также не следует пользоваться пробелом для создания разреженного шрифта (используйте настройку Шрифт-Дополнительно-Интервал). Для вставки новой страницы следует использовать команду Вставка-Разрыв страницы.

3. Структура и правила оформления русскоязычного блока.

3.1. УДК

3.2. Название статьи.

3.3. Информация об авторах статьи: ФИО автора – полностью, ученая степень (если имеется), ученое звание (если имеется), должность, место работы/учебы (полностью, с указанием адреса организации). Один из авторов устанавливается ответственным за переписку (corresponding author), для него необходимо указать действительный адрес электронной почты.

3.4. Аннотация объемом 400–800 печатных знаков должна быть информативной и содержательной (т.е. максимально точно отражать содержание статьи, ее структуру и выводы).

3.5. Ключевые слова (8–10 слов). Ключевые слова не должны повторять слов, указанных в названии работы.

3.6. Текст статьи. Рекомендуется структурировать статью по принципу IMRaD (Introduction, Methods, Results and Discussion):

a) введение;
b) материал и методы;
c) основная часть (результаты);
d) выводы (обсуждение результатов).

3.7. Благодарности и ссылки на источники финансирования (гранты).

3.8. Список литературы.

4. Правила оформления внутритекстовых ссылок.

4.1. Внутритекстовые ссылки оформляются в соответствии с **Harvard reference style 2**.

4.2. Внутритекстовые ссылки берутся в круглые скобки. В них указывается:
a) для статей с одним автором – (фамилия автора, год);
b) с двумя авторами – (фамилии авторов через «и»/«and», год);
c) с тремя и более авторами – (фамилия первого автора и др./et al., год).

Примеры: (Иванов, 2017); (Иванов и Петров, 2017); (Иванов и др., 2017); (Johnson et al., 2017); ...согласно Иванову (2017)...

4.3. При цитировании более одной статьи в одном блоке:
a) ссылки разделяются точкой с запятой (Иванов, 2017; Петров, 2017);
b) при указании нескольких работ одного автора его фамилия не повторяется, а годы издания перечисляются через запятую. При наличии в списке работ одного автора, выпущенных в одном году, они снабжаются буквенными индексами: a, b, c и т.д.;
c) упорядочивание ссылок внутри блока соответствует таковому в списке литературы: сначала – по фамилии автора (русскоязычные спереди), потом – по году издания.

Примеры: (Иванов, 1991, 1992a, b, 2017; Иванов и Петров, 1992; Иванов и др., 2017a, b; Петров 1991, 1992; Johnson et al., 2017).

5. Правила оформления списка литературы.

5.1. Список литературы оформляется в соответствии с **Harvard reference style 2**.

5.2. Список литературы должен полностью соответствовать внутритекстовым ссылкам.

5.3. Список группируется по алфавиту, в начале – источники на языках с кириллической письменностью (русский, украинский, белорусский и т.д.), затем – на иностранных языках (ссылки на работы на языках с нелатинской письменностью даются в английской транслитерации). Вначале список упорядочивается по фамилиям первых авторов, потом – по фамилиям соавторов, затем – по году издания. При цитировании двух и более работ, опубликованных одним авторским коллективом в один год, они снабжаются буквенными индексами (2017a, 2017b и т.д.).

5.4. При наличии в списке работы, опубликованной на русском и иностранном языках, в русскоязычном блоке приводится ссылка на русскоязычную публикацию.

5.5. При расхождении между электронной и печатной версией цитируемой публикации (могут отличаться диапазоны страниц и год издания) приоритет следует отдавать печатной версии.

5.6. При указании ссылок на электронные ресурсы (URL) указывается дата обращения к электронному ресурсу (accessed: 25.11.2017).

5.7. Для оформления списков литературы Редакция рекомендует авторам использовать специализированные расширения для текстовых редакторов (например, Zotero). Во избежание некорректного отображения ссылок на других устройствах перед подачей рукописи в печать необходимо удалить метаданные, встраиваемые программой в текст (команда Remove field codes).

5.8. Правила составления библиографических описаний.

5.8.1. Общие правила оформления.
a) В списке литературы приводится полный перечень авторов с указанием фамилий и инициалов. Список авторов разделяется запятыми. Инициалы отделяются запятой (Иванов, И.И., Петров, П.П., Сидоров, С.С.);
b) Год публикации указывается после списка авторов, отделяется от списка авторов запятой;

c) Названия журналов приводятся полностью, без сокращений;

d) При наличии, в конце ссылки указывается DOI. DOI оформляется в виде URL (с добавлением префикса https://doi.org/ перед кодом DOI).

5.8.2. Порядок библиографического описания статей из периодики:

ФИО автора (авторов), Год издания. Название статьи. *Название журнала (полностью, курсивом)* **Том** (номер), Диапазон страниц. DOI.

Гагарин, В.Г., Гусаков, В.А., 2013. Два вида дорилаймид (Nematoda, Dorylaimida) из водоемов Вьетнама. *Биология внутренних вод* **3**, 9–16. https://doi.org/10.7868/S0320965213030054.

Balen, B., Tkalec, M., Šikić, S., Tolić, S., Cvjetko, P., Pavlica, M., Vidaković-Cifrek, Z., 2011. Biochemical responses of *Lemna minor* experimentally exposed to cadmium and zinc. *Ecotoxicology* **20** (4), 815–826. https://doi.org/10.1007/s10646-011-0633-1.

5.8.3. Порядок описания книг:

ФИО автора (авторов), Год издания. Название книги. Издательство, Место публикации, Общее количество страниц.

Hodek, I., Emden, van, H.F., Honěk, A, 2012. Ecology and Behaviour of the Ladybird Beetles (Coccinellidae). John Wiley & Sons, Chichester, UK, 600 p.

5.8.4. Порядок описания главы из книги:

ФИО автора (авторов), Год издания. Название главы. В: Редактор (ред.), *Название книги (курсивом)*. Издательство, Место публикации, Диапазон страниц. DOI.

Canard, M., 2001. Natural food and feeding habits of lacewings. In: McEven, P., New, T.R., Whittington, A.E. (eds.), *Lacewings in the crop environment.* Cambridge University Press, Cambridge, UK, 116–123.

5.8.5. Порядок описания тезисов конференций:

ФИО автора (авторов), Год издания. Название статьи. *Тезисы докладов конференции... (полностью, курсивом).* Место проведения, Диапазон страниц. DOI.

Муравьева, А.П., 2011. Развитие экологического сознания. Т*езисы докладов XVIII научно-практической конференции Гуманитарно-Экологического Института «Экология. Человек. Общество.»*. Киев, Украина, 4–5.

5.8.6. Порядок оформления описания диссертаций и авторефератов:

ФИО автора, Год издания. Название. *Диссертация (автореферат диссертации) на соискание ученой степени … (полностью, курсивом).* Место публикации, Общее количество страниц. URL.

Николин, О.А., 2008. Тритий в водных экосистемах уральского региона. А*втореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук.* Екатеринбург, Россия, 21 с.

6. Структура и правила оформления англоязычного блока.

6.1. Название статьи на английском языке.

6.2. Информация об авторах статьи (аналогично информации в русскоязычном блоке). ФИО автора указываются полностью, транслитерацией (для автоматической транслитерации рекомендуется пользоваться сайтом http://translit.net/; необходимо настроить стандарт LC в центральном меню сайта, раздел «Варианты...»). Следует избегать различных вариантов транслитерации фамилии авторов в разных изданиях!

6.3. Аннотация и ключевые слова – перевод соответствующих разделов из русскоязычного блока. Во избежание ошибок, авторам рекомендуется составить эти разделы самостоятельно. В противном случае это делает профессиональный переводчик издания.

6.4. References (список литературы).

7. Правила оформления раздела References.

7.1. Состав списка публикаций полностью идентичен списку литературы на русском языке.

7.2. Список группируется по алфавиту. Фамилии авторов русскоязычных работ даются в английской транслитерации и упорядочиваются наравне с иностранными.

7.3. При наличии в списке работы, опубликованной на русском и английском языках, в англоязычном блоке приводится ссылка на англоязычную публикацию.

7.4. Порядок оформления ссылок аналогичен таковому в русскоязычном списке литературы.

7.5. При цитировании русскоязычных работ, не имеющих переводных английских версий, название работы дается в английской транслитерации и дублируется переводом названия на английский в квадратных скобках (Biosfera i Noosfera [Biosphere and Noosphere]). Аналогичным образом оформляются русскоязычные названия журналов (Ekologiia cheloveka [Human Ecology]). Названия издательств приводятся в английской транслитерации без указания перевода (Nauka). В конце ссылки, перед указателем DOI, в скобках добавляется информация о языке оригинала (In Russian).

Chebotina, M.Y., Nikolin, O.A., 2004. Tritii v vozdushnoi srede i osadkakh raiona Beloiarskoi AES na Urale [Tritium in air and precipitation in the environment of Beloyarsk NPP, Urals]. *Ural'skii geofizicheskii Vestnik [Urals Geophisical Bulletin]* **1** (6), 107–111. (In Russian).

Bashirova, R.M., Maksimov, G.G., Akhmetova, L.A., 2009. Osnovy ekotoksikologii [Basics of Ecotoxicology]. Bashkir State University, Ufa, Russia, 120 p. (In Russian).

8. Дополнительная информация.

8.1. В конце рукописи приводится список подписей к иллюстрациям и объяснения к таблицам. Примеры оформления:

Рис. 1. Скелет полевки *Microtus arvalis*: **A** – череп; **B** – грудной отдел; **C** – конечности.

Таблица 1. Суточная активность полевки *Microtus arvalis*.

8.2. Примечания для переводчика. Рекомендуется дать перевод сложных или малоизвестных названий и терминов.

CONTENTS

Krylova E.G. The effect of heavy metal salt anions on their toxicity to higher aquatic plants 3

Syarki M.T., Fomina Yu.Yu. Current state of zooplankton of Lake Munozero (Republic of Karelia, Russia) 11

Lebedeva D.I., Yakovleva G.A., Zaytsev D.O., Mendsaikhan B. Trematode metacercariae in the eyes of fish from reservoirs of Mongolia 19

Krivina E.S., Tarasova N.G. The taxonomic and ecological-floristic characteristics of the phytoplankton of a technogenic reservoir after the cessation of industrial exploitation by the example of Lake Shlamonakopitelnoe Samara Region, Russia) 27

Novoselova T.N., Sylaieva A.A., Gromova Yu.F., Menshova T.I., Morozovskaya I.A., Protasov A.A. Technoecosystem of the cooling pond of the South Ukrainian Nuclear Power Plant: group dynamics and transformation 40

Instructions for authors 55

СОДЕРЖАНИЕ

Крылова Е.Г. Влияние анионов солей тяжелых металлов на их токсичность для высших водных растений 63

Сярки М.Т., Фомина Ю.Ю. Современное состояние зоопланктона озера Мунозеро (Республика Карелия) 71

Лебедева Д.И., Яковлева Г.А., Зайцев Д.О., Мэндсайхан Б. Метацеркарии трематод в глазах рыб из водохранилищ Монголии 79

Кривина Е.С., Тарасова Н.Г. Таксономическая и эколого-флористическая характеристики фитопланктона техногенного водоема после прекращения промышленной эксплуатации на примере оз. Шламонакопительное (Самарская область) 87

Новоселова Т.Н., Силаева А.А., Громова Ю.Ф., Меньшова Т.И., Морозовская И.А., Протасов А.А. Техноэкосистема водоема-охладителя Южно-Украинской АЭС: динамика группировок и их трансформация 101

Правила для авторов 117

Contents / Содержание 122

Цена свободная
Подписано в печать 18.02.2020. Формат 60х90 1/8. Усл. печ. л. 15.50.
Тираж 80 экз. Заказ № 20018.
Выход в свет 13.03.2020
Отпечатано с готового оригинал-макета в типографии ООО «Филигрань»:
150049, г. Ярославль, ул. Свободы, 91, pechataet@bk.ru