

МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК



ИБВВ РАН



Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

ВЫПУСК 91(94)

2020

ИЮЛЬ – СЕНТЯБРЬ

Выходит 4 раза в год

п. Борок

2020

THE MINISTRY OF EDUCATION AND SCIENCE OF THE RUSSIAN FEDERATION

THE RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES



IBIW RAS



Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS

ISSUE 91(94)

2020

JULY – SEPTEMBER

The journal is published quarterly

Borok

2020

В номере представлены статьи, написанные по материалам комплексных полевых исследований высокоэвтрофного озера Неро (г. Ростов, Ярославская обл.). В работах дана оценка современного состояния озера по гидро-физико-химическим показателям и решена задача по оценке биогенной нагрузки на акваторию озера со стороны водосбора, характеризующегося пространственной неоднородностью поверхности и минимальным объемом данных натурных наблюдений. Отражены результаты исследований сапропеля. Приведены результаты математического моделирования с целью прогноза возможных последствий от реализации двух проектных решений, имеющих целью улучшение водообмена для оздоровления озера. Дана оценка современного состояния высшей водной растительности. Представлены новые данные спектрофотометрического определения концентрации пигментов в фитопланктоне, эпифитоне и донных отложениях. Приведен таксономический состав макробентоса и первые данные о мейобентосе озера. Представлены результаты исследования токсичности донных отложений и первые результаты исследования токсичности воды озера.

Книга рассчитана на гидрологов, гидрохимиков, гидробиологов, экологов и специалистов в области охраны и использования водных ресурсов, а также студентов географических, биологических и экологических факультетов.

Редакционная коллегия:

С. А. Поддубный (гл. редактор), д.г.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия
А. В. Крылов (зам. гл. редактора), д.б.н., проф., ИБВВ РАН, Борок, Россия
А. А. Бобров, к.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия
Б. К. Габриелян, д.б.н., проф., НАН РА НЦ ЗГЭ, Ереван, Армения
Ю. В. Герасимов, д.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия
А. Н. Дзюбан, д.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия
Хай Доан Нё, д.ф., Институт океанографии, ВАНТ, Нячанг, Вьетнам
В. Т. Комов, д.б.н., проф., ИБВВ РАН, Борок, Россия
В. И. Лазарева, д.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия

Н. М. Минеева, д.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия
Лам Нгуен Нгок, д.ф., проф., Институт океанографии, ВАНТ, Нячанг, Вьетнам
А. А. Протасов, д.б.н., проф., ИГБ НАНУ, Киев, Украина
К. Робинсон, д.ф., EAWAG, Цюрих, Швейцария
В. П. Семенченко, д.б.н., чл.-кор. НППЦ НАН по биоресурсам, Минск, Беларусь
И. Л. Голованова, д.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия
Ю. С. Даценко, д.г.н., МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, Россия
М. М. Трофимчук, к.б.н., Гидрохимический институт, Ростов-на-Дону, Россия

Ответственный редактор: **Ю. В. Герасимов**

Ответственный секретарь **А. А. Сажнева**

This issue presents papers based on comprehensive field studies of the highly eutrophic Lake Nero (the town of Rostov, Yaroslavl oblast, Russia). The works provide an assessment of the current state of the lake by hydrological, physical and chemical parameters. They also solve the problem of estimation of biogenic load on the lake from its catchment area, characterized by spatial heterogeneity of the surface and minimum amount of field observation data. The results of sapropel studies are presented as well. The papers also present the results of mathematical modeling aimed at predicting possible outcomes of the two projects developed to improve water exchange and the health of the lake. The current state of higher aquatic vegetation is assessed too. New data on pigment concentrations in phytoplankton, epiphyton and bottom sediments, obtained by spectrophotometry, are presented. Taxonomic composition of macrobenthos and the first data on meiobenthos in the lake are presented as well. The papers also give the results of investigations of sediment toxicity and the first results of water toxicity study in the lake.

The edition is intended for hydrologists, hydrochemists, hydrobiologists, ecologists and specialist in the field of protection and use of water resources as well as for geography, biology and ecology students.

Editorial board:

S. A. Poddubny (editor), Dr. of geogr., IBIW RAS, Borok, Russia
A. V. Krylov (deputy editor), Dr. of biol., prof., IBIW RAS, Borok, Russia
A. A. Bobrov, PhD., IBIW RAS, Borok, Russia
Hai Doan Nhu, PhD., Institute of Oceanography, VAST, Nha Trang, Vietnam
A. N. Dzuban, Dr. of biol., IBIW RAS, Borok, Russia
B. K. Gabrielyan, Dr. of biol., prof., SC ZHE NAS RA, Yerevan, Armenia
Yu. V. Gerasimov, Dr. of biol., IBIW RAS, Borok, Russia
V. T. Komov, Dr. of biol., prof., IBIW RAS, Borok, Russia
V. I. Lazareva, Dr. of biol., IBIW RAS, Borok, Russia

N. M. Mineeva, Dr. of biol., IBIW RAS, Borok, Russia
Lam Nguyen Ngoc, PhD., prof., Institute of Oceanography, VAST, Nha Trang, Vietnam
A. A. Protasov, Dr. of biol, prof., IHB NASU, Kiev, Ukraine
C. Robinson, PhD., EAWAG, Zurich, Switzerland
V. P. Semenchenko, Dr. of biol., corr. member NASB, Minsk, Belar
I. L. Golovanova, Dr. of biol., IBIW RAS, Borok, Russia
Y. S. Datsenko, Dr. of geogr., Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia
M. M. Trofimchuk, Ph.D., Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don, Russia

Editor-in-chief of the volume **Yu. V. Gerasimov**

Coordinating editor **A. A. Sazhneva**

СОДЕРЖАНИЕ

Гидрология и гидрохимия

<i>В. В. Законнов, Ш. Р. Поздняков, С. А. Кондратьев, Н. В. Игнатьева, А. И. Цветков, А. В. Законнова</i> ЭВОЛЮЦИОННОЕ РАЗВИТИЕ И СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕРА НЕРО ПО ДАННЫМ АНАЛИЗА САПРОПЕЛЯ	7
<i>Ш. Р. Поздняков, С. А. Кондратьев, М. В. Шмакова</i> АБИОТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕРА НЕРО ПО ДАННЫМ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ. 1. БИОГЕННАЯ НАГРУЗКА С ВОДОСБОРА	19
<i>Ш. Р. Поздняков, С. А. Кондратьев, М. В. Шмакова</i> АБИОТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕРА НЕРО ПО ДАННЫМ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ. 2. ДВУХФАЗНЫЙ МАССООБМЕН В АКВАТОРИИ	28

Водные растения

<i>А. Г. Русанов, А. В. Терехов</i> РАСТИТЕЛЬНЫЙ ПОКРОВ МЕЛКОВОДНОГО ГИПЕРТРОФНОГО ОЗЕРА В РАЗЛИЧНЫХ ГИДРОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ	38
<i>Л. Е. Сигарева, Н. А. Тимофеева, Н. Ю. Метелева</i> СОДЕРЖАНИЕ ПИГМЕНТОВ В ФИТОПЛАНКТОНЕ, ЭПИФИТОНЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ОЗЕРА НЕРО	49
<i>Л. Г. Корнева, И. В. Митропольская, С. И. Сиделев, В. В. Соловьева, Е. Г. Сахарова, О. С. Макарова</i> ФИТОПЛАНКТОН ОЗЕРА НЕРО В ЛЕТНИЙ ПЕРИОД 2017 г.	61

Водные беспозвоночные

<i>В. А. Гусаков</i> ПЕРВЫЕ ДАННЫЕ О МЕЙОБЕНТОСЕ ОЗЕРА НЕРО	75
<i>Е. Г. Пряничникова, Н. Н. Жгарева</i> ФАУНА МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫХ ОЗЕРА НЕРО	87

Водная токсикология

<i>И. И. Томилина, Р. А. Ложкина, И. В. Чалова, Н. С. Шевченко</i> ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ МЕЛКОВОДНОГО ВЫСОКОЭВТРОФНОГО ОЗЕРА НЕРО (ЯРОСЛАВСКАЯ ОБЛАСТЬ). СООБЩЕНИЕ 1. ВОДА	100
<i>Р. А. Ложкина, И. И. Томилина, Г. М. Чуйко</i> ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ МЕЛКОВОДНОГО ВЫСОКО-ЭВТРОФНОГО ОЗЕРА НЕРО (ЯРОСЛАВСКАЯ ОБЛАСТЬ). СООБЩЕНИЕ 2. ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ	114

Памяти наших коллег

ПАМЯТИ НИНЫ АЛЕКСАНДРОВНЫ ЗИМИНОВОЙ	129
ПАМЯТИ УЧЕНОГО: ОЛЬГА ВЛАДИМИРОВНА БАБАНАЗАРОВА	132

CONTENTS

Hydrology and Hydrochemistry

<i>V. V. Zakonnov, Sh. R. Pozdnyakov, S. A. Kondratiev, N. V. Ignatieva, A. I. Tsvetkov, A. V. Zakonnova</i> THE EVOLUTIONARY DEVELOPMENT AND CURRENT STATE OF LAKE NERO ACCORDING TO SAPROPEL ANALYSIS	7
<i>Sh. R. Pozdnyakov, S. A. Kondratyev, M. V. Shmakova</i> ABIOTIC FACTORS AFFECTING THE ECOLOGICAL STATE OF LAKE NERO ACCORDING TO MATHEMATICAL MODELING. 1. NUTRIENT LOAD FROM THE CATCHMENT AREA ...	19
<i>Sh. R. Pozdnyakov, S. A. Kondratyev, M. V. Shmakova</i> ABIOTIC FACTORS AFFECTING THE ECOLOGICAL STATE OF LAKE NERO ACCORDING TO MATHEMATICAL MODELING. 2. TWO-PHASE MASS TRANSFER IN THE WATER AREA	28

Aquatic Plants

<i>A. G. Rusanov, A. V. Terekhov</i> AQUATIC VEGETATION OF SHALLOW HYPERTROPHIC LAKE IN DIFFERENT HYDROLOGICAL CONDITIONS	38
<i>L. E. Sigareva, N. A. Timofeeva, N. Yu. Meteleva</i> PIGMENT CONTENT IN PHYTOPLANKTON, EPIPHYTON AND BOTTOM SEDIMENTS OF LAKE NERO	49
<i>L. G. Korneva, I. V. Mitropolskaya, S. I. Sidelev, V. V. Solovyeva, E. G. Sakharova, O. S. Makarova</i> PHYTOPLANKTON AND WATER QUALITY OF LAKE NERO IN SUMMER 2017	61

Aquatic Invertebrates

<i>V. A. Gusakov</i> THE FIRST DATA ON THE MEIOBENTHOS OF LAKE NERO	75
<i>E. G. Pryanichnikova, N. N. Zhigareva</i> MACROFAUNA OF INVERTEBRATE OF LAKE NERO	87

Aquatic Toxicology

<i>I. I. Tomilina, R. A. Lozhkina, I. V. Chalova, N. S. Shevchenko</i> TOXICOLOGICAL STUDIES OF A SHALLOW WATER OF HIGH EVTROPHIC LAKE NERO (YAROSLAV REGION). MESSAGE 1. WATER	100
<i>R. A. Lozhkina, I. I. Tomilina, G. M. Chuiko</i> TOXICOLOGICAL STUDIES OF A SHALLOW WATER OF HIGH EVTROPHIC LAKE NERO (YAROSLAV REGION). MESSAGE 2. BOTTOM SEDIMENTS	114

In Memory of Our Colleagues

IN MEMORY OF NINA ALEXANDROVNA ZIMINOVA	129
IN MEMORY OF THE SCIENTIST: OLGA VLADIMIROVNA BABANAZAROVA	132

Гидрология и гидрохимия

УДК 553.973(285.2:47)

ЭВОЛЮЦИОННОЕ РАЗВИТИЕ И СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕРА НЕРО ПО ДАННЫМ АНАЛИЗА САПРОПЕЛЯ

В. В. Законнов¹, Ш. Р. Поздняков², С. А. Кондратьев², Н. В. Игнатьева²,
А. И. Цветков¹, А. В. Законнова¹

¹Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН,
152742, пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл. e-mail: zak@ibiw.ru

²Институт озероведения РАН,
196105, г. Санкт-Петербург, ул. Севастьянова, 9, e-mail: tbgmater@mail.ru

Поступила в редакцию: 1.08.2020

В статье представлена характеристика сапропеля по результатам анализов на 21 станции оз. Неро. Дана оценка его современного состояния по гидро-физико-химическим показателям. Послойный (0–10, 30–40 и 60–70 см) гранулометрический состав стратиграфических кернов позволил сравнить эволюционное развитие озера, соответствующее по времени периодам 100, 300–400 и 600–800 лет назад. Установлено, что природные гидродинамические процессы (ветровые волны и ветровые течения) размывают и перемешивают поверхностный (0–10 см) загрязненный слой сапропеля с чистыми нижележащими горизонтами, и выносят сорбированные на взвешах поллютанты за пределы озера. Используемый подход позволил выявить пути становления мелководной озерной экосистемы и наметить перспективные направления ее восстановления и использования.

Ключевые слова: озерная экосистема, донные отложения – сапропель, гидро-физико-химические показатели, ретроспективная оценка.

DOI: 10.47021/0320-3557-2020-7-18

ВВЕДЕНИЕ

Донные отложения – это не только важнейший абиотический компонент водных экосистем, но и биотический фактор круговорота веществ, пищевой объект и среда обитания гидробионтов. В их формировании, распределении и качественном составе принимают активное участие гидродинамические, гидробиологические, биохимические процессы, а также антропогенные факторы, связанные с загрязнением промышленными, бытовыми и сельскохозяйственными стоками, режимом эксплуатации водного объекта. Мелководность ($h_{\text{ср.}} = 1.6$ м) и большая площадь ($F = 57.8$ км²)

оз. Неро способствуют вторичному поступлению донных отложений (ДО) в водную массу ($V = 0.09$ км³) под воздействием ветрового волнения, ветровых и стоковых течений, что ухудшает качество воды и в целом сказывается на продуктивности экосистемы, делая ее гиперτροφной [Бикбулатов и др., 2003 (Bikbulatov et al., 2003)].

Цель настоящей работы – всесторонняя характеристика донных отложений – сапропеля, раскрывающая эволюционное развитие озера под воздействием природных и антропогенных факторов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Методическая основа исследования подробно описана в монографии [Состояние экосистемы..., 2008 (Sostoyanie ekosistemy..., 2008)]. Отбор проб проводился летом 2017 г. по закрепленной сетке стандартных станций, с указанием координат по принципу поперечных разрезов и под ассоциациями различных видов водной растительности (рис. 1). При этом использовался легкий дночерпатель Экмана-Берджа, позволивший отобрать образцы поверхностного слоя сапропеля 0–10 см, что примерно соответствует вековому накоплению донных отложений. Выбор стратиграфических станций определился по результатам гранулометрического анализа отложений, исходя из характеристик пространственного пе-

реноса взвеси по акватории, начиная от устьевых участков р. Сары и 20 малых рек, а также антропогенных стоков г. Ростова по направлению к истоку р. Вексы. Кроме того, принималась во внимание повышенная токсичность сапропеля на станциях 04, 05, 07, 15. Дополнительно были обследованы еще 3 станции (02, 10, 12) вне зоны влияния антропогенных стоков города на границе сплошных зарослей макрофитов или в их разреженной части. На первых четырех станциях керны подняты с помощью метрового батометра из органического стекла на всю его высоту с участием аквалангиста (рис. 2). Мощность кернов составляет до 1 м. Поверхностный слой отложений представлял собой полужидкую суспензию, а

прозрачность воды составляла 30–40 см, что существенно затрудняло подводную ориентацию. Отбор кернов на трех других станциях проводился с помощью гравитационной трубки из полихлорвинила. В связи с малой глубиной (1.3–1.5 м) трубка не могла с достаточной скоростью войти в грунт, поэтому не заглуб-

лялась более чем на 0.5 м. Этого было достаточно для определения физико-химических характеристик в слое 30–40 см, что примерно соответствует 3–5 вековой давности, когда практически отсутствовало антропогенное влияние.

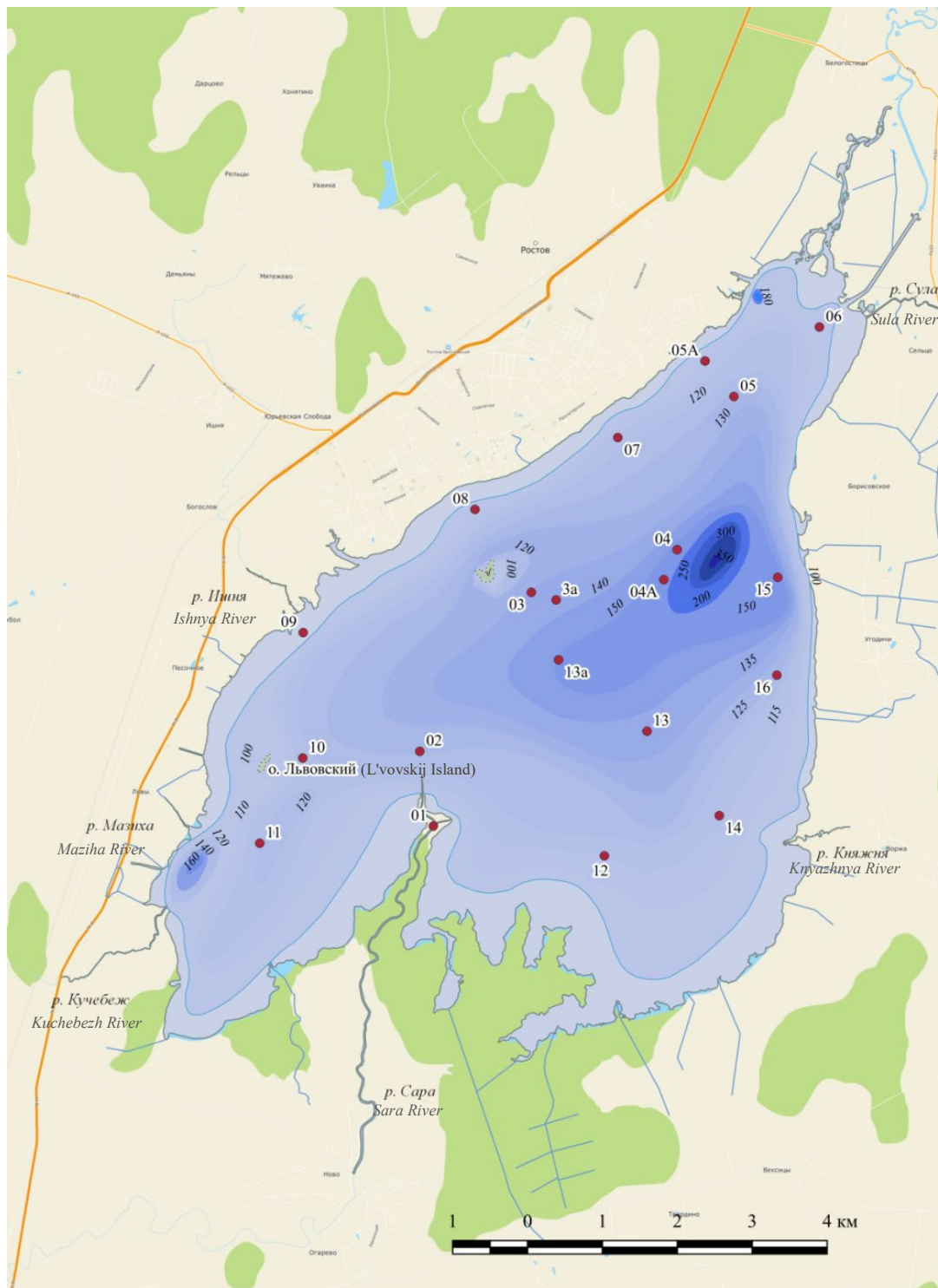


Рис. 1. Схема стандартных станций оз. Неро.

Fig. 1. Scheme of standard stations in Lake Nero.



Рис. 2. Подъем керна, ст. 04.

Fig. 2. Lifting the core, st. 04.

Гранулометрический состав определялся мокрым просеиванием сырых образцов на ситах из нержавеющей высококачественной стали с помощью электромагнитной лабораторной просеивающей установки “Analysette-3” фирмы Alfred Fritsch & CO (Германия) без какого-либо механического воздействия, кроме гидравлических процессов, имитирующих проточность в столбе воды без разрушения агрегированности природных частиц. После проведенного анализа фракции сапропеля смывались с сит, высушивались на водяной бане, взвешивались. Затем определялось процентное соотношение сухого остатка, и рассчитывался средний диаметр частиц пробы по формуле:

$$d_{\text{ср.}} = \frac{ak_1 + bk_2 + ck_3 + \dots + nk_n}{100} \quad (1)$$

где, а, в, с ... n – количество частиц в %, k – коэффициенты средней размерности:

$k_1 > 1_{\text{мм}} = 1$; $k_2 \ 1.0\text{--}0.5_{\text{мм}} = 0.75$; $k_3 \ 0.5\text{--}0.2_{\text{мм}} = 0.35$; $k_4 \ 0.2\text{--}0.1_{\text{мм}} = 0.15$; $k_5 \ 0.1\text{--}0.05_{\text{мм}} = 0.075$; $k_6 \ 0.05\text{--}0.01_{\text{мм}} = 0.03$; $k_7 < 0.01_{\text{мм}} = 0.01$.

Объемная масса (влажная и сухая, г/см³) и естественная влажность (%) донных осадков определялись по единым методикам, апробированным на водохранилищах Верхней Волги [Буторин и др., 1975 (Bytorin et al., 1975)]. Органическое вещество (ОВ) – методом определения потери при прокаливании (ППП) в муфельной печи при температуре 600°C [Аринушкина, 1970 (Arinushkina, 1970)]. Общий углерод рассчитан по формуле $C_{\text{общ.}} = 0.65 \text{ ППП}$ [Законнов и др., 2019 (Zakonnov et al., 2019)]. Химический анализ сапропеля оз. Неро (биогенные элементы – N, P, % сухого веса и тяжелые металлы Ni, Cu, Zn, Pb, Hg, Cd мкг/г) выполнен в специализированной лаборатории Института озерадения РАН [Сигарева и др., 2019 (Sigareva et al., 2019)].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Главными источниками поступления взвешенных и растворенных химических веществ в озеро являются внешний – аллохтонный: абиотический – детритно-минеральный речной и межприточный поверхностный сток с площади водосбора, в том числе антропогенный и внутриводоемный – автохтонный: биотический – связанный с продуцированием высшей водной растительности и многочисленных гидробионтов, составляющих органическую компоненту.

Зольность сапропеля составляет от 50 до 89%. Соответственно, доля органического вещества – в среднем около 30% (11.4–47.5%). По классификации донных отложений равнин-

ных водохранилищ они относятся к органо-минеральным – высокопродуктивным [Законнов, 2014 (Zakonnov, 2014)]. По цвету и консистенции образцы проб из поверхностных горизонтов и кернов в сыром виде ничем не отличались. Цвет серый, глинистый, однородный, как по площади дна, так и по толщине колонки. Высушенные пробы открытой акватории были более светлые (блеклые), чем под ассоциациями макрофитов. По физико-химическим показателям они практически не отличались. Блеклость сапропеля объясняется образованием в воде озера белой извести и выпадением ее в осадок в результате интенсивного процесса

биотической декальцинации в период чистой воды [Баранов, 1961 (Baranov, 1961)].

В зарослях высшей водной растительности (ВВР) сапропель в сухом виде оказался темным с оттенками – черным, серовато-бурым и коричневым, что связано с более активными восстановительными процессами, вызванными дефицитом кислорода и слабой проточностью [Законнов, 2008 (Zakonnov, 2008)]. Основную площадь озера занимает серый (блеклый) сапропель, под ассоциациями высшей водной растительности – более темный (рис. 3). Прибрежная полоса от уреза до 0.5 м глубины сложена каменисто-песчаными наносами и размытой материнской породой, а местами с макрофитными сплави-нами из остатков камыша, тростника и рогоза.

В настоящее время р. Сара в пределах акватории озера течет в виде канала, сформированного в массе вынесенных ранее собственных наносов. По обеим сторонам глубокой дельты формируются отложения из отмерших макрофитов, сросшихся с дном. Здесь наблюдается образование болотных ландшафтов с типичными для них растениями – осока, двукосточник, ивовая поросль. Рельеф дна водоема ровный. Более 50% акватории приходится на участки с глубинами ~1.5 м [Бикбулатов и др., 2003 (Bikbulatov et al., 2003)]. Имеются две ложбины, одна в северо-восточной части озера с максимальной глубиной 4.4 м и площадью 28 га, другая в устье р. Кучебеж (h ~2 м), которые являются зимовальными ямами (рис. 1).

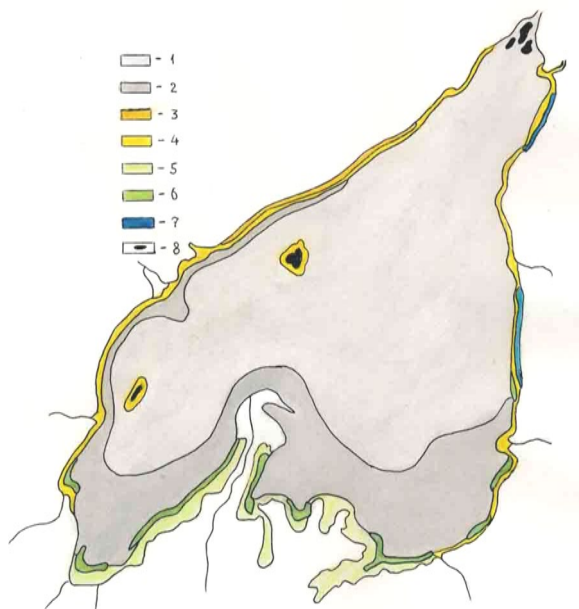


Рис. 3. Схема распределения донных отложений оз. Неро. 1 – светло-серый сапропель, 2 – темно-серый сапропель, 3–4 – каменисто-песчаные наносы, 5 – болотно-луговые почвы, 6 – макрофитные сплавины, 7 – размытая материнская порода, 8 – острова.

Fig. 3. Distribution of bottom sediments of Lake Nero. 1– light- gray sapropel, 2 – dark-gray sapropel, 3–4 – stonesand sediments, 5 – swamp meadow soils, 6 – macrophytes alloys, 7 – fuzzy mother breed, 8 – islands.

Гранулометрический состав – важнейший показатель состояния донного субстрата, как объект влияния на него внешних (гидродинамических) факторов [Поздняков, 2012 (Pozdnyakov, 2012)], а также внутренних – биохимических, как среды обитания гидробионтов, в том числе и микроорганизмов. Увеличение количества бактерий по фракциям гранулометрического состава было зафиксировано в илистых отложениях Рыбинского водохранилища [Романенко, Законнов, 1990 (Romanenko, Zakonnov, 1990)]. Процесс жизнедеятельности микроорганизмов и бентоса является связующим звеном и в прямом смыс-

ле бионасосом в процессе захвата или поглощения взвешенных и растворенных, в том числе, загрязняющих веществ, их трансформации (увеличение агрегированности или комковатости) и транспортировки (в виде контейнеров – пеллет) на дно. Этот процесс подробно описан для морских вод, как модель маргинального фильтра, который имеет место и в пресноводных экосистемах [Лисицын, 1994 (Lisitsyn, 1994); Гордеев, 2012 (Gordeev, 2012)].

Механический состав поверхностного слоя сапропеля (0–10 см) характеризуется двумя пиками для фракций 0.2–0.1 и 0.05–0.01 мм (n = 21) (табл. 1). Эти пики сохрани-

лись и на горизонте 30–40 см ($n = 7$), а для горизонта 60–70 см ($n = 4$) они также четко прослеживаются, сместившись к более крупной фракции 0.5–0.2 мм. В поверхностном слое 0–10 см количество тонких фракций алеврита и пелита (<0.1 мм) в сумме увеличилось на 53%

по сравнению с нижележащими горизонтами (33–31%), что свидетельствует о снижении транспортирующей способности водных масс, когда гидрологический режим озера был зарегулирован плотиной на р. Векса (реконструирована в 1988 г.).

Таблица 1. Характеристики гранулометрического состава сапропеля по горизонтам, %

Table 1. The characteristics of granulometric composition of sapropel by horizons, %

Горизонт, см Horizon, cm	Гранулометрический состав, мм Granulometric composition, mm							d_{cp}
	>1.0	1.0–0.5	0.5–0.2	0.2–0.1	0.1–0.05	0.05–0.01	<0.01	
0–10	2.3	2.3	15.6	27.1	10.4	25.3	17.0	0.15
30–40	1.0	8.2	28.3	29.3	5.9	17.0	10.4	0.23
60–70	1.4	10.0	29.3	28.5	6.8	15.3	8.8	0.25

Известно, что гидродинамические процессы – ветровые волны, стоковые и ветровые течения способствуют трансформации и перераспределению типов донных осадков. В результате наибольшего гидродинамического воздействия формируется основной гранулометрический скелет осадков, состоящий из крупных фрагментов. В периоды слабой динамической активности водной массы озера структура скелета на-

сыщается более мелкими алеврито-пелитовыми частицами. Анализ гранулометрического состава донных отложений (ДО) на каждой из 21 станции выявил постепенное увеличение среднего диаметра частиц ДО по толщине керна от 0.15 мм в слое 0–10 см до 0.25 мм на горизонте 60–70 см (табл. 1). Концентрации органического вещества (по ППП) были практически неизменны (табл. 2).

Таблица 2. Содержание органического вещества по фракциям гранулометрического состава. а – светлый сапропель, б – темный сапропель

Table 2. The content of organic matter (OM) in fractions of granulometric composition. а – light sapropel, б – dark sapropel

Горизонт, см Horizon, cm	Гранулометрический состав, мм Granulometric composition, mm							ОВ, % OM, %
	>1.0	1.0–0.5	0.5–0.2	0.2–0.1	0.1–0.05	0.05–0.01	<0.01	
0–10 (а)	58.9	31.0	35.4	28.2	14.9	20.8	21.5	30.1
0–10 (б)	60.7	29.8	28.1	29.2	25.3	23.5	26.0	31.8
30–40	46.7	33.0	31.0	32.9	28.3	29.2	25.5	32.9
60–70	49.9	39.2	40.1	41.7	31.8	33.9	29.8	38.1

При значительном количестве макрофитной продукции – по данным 1989 и 2004 гг. соответственно 10.5 и 18.8 тыс. т в год, она, как и ранее, продолжает доминировать в экосистеме озера. Усиление позиций тростника, урути и роголистника свидетельствует об активизации болотообразовательного процесса, который особенно ярко проявляется в его южной и восточной частях [Состояние экосистемы..., 2008 (Sostoyanie ekosistemy..., 2008)].

Согласно имеющимся данным, в поверхностном слое сапропеля светлого и темного оттенков содержание органического вещества, биогенных элементов и тяжелых металлов практически не различается. По результатам мониторинга за период 1963–2017 гг. их количество находится в пределах ошибки анализа (табл. 3, 4).

Такая же картина наблюдается по азоту, фосфору и тяжелым металлам, но с четким

увеличением их концентраций в поверхностном горизонте, особенно на станциях, находящиеся в зоне устьевых участков рек и в прибрежье г. Ростова. Повышенный фон концентраций химических элементов объясняется диффузным промышленным, сельскохозяйственным и бытовым стоками с поверхности водосбора. Иногда концентрации некоторых металлов превышают таковые, характерные для подзолистых почв бассейна, что свидетельствует об антропогенном происхождении, особенно по свинцу, меди, ртути и кадмию [Законнов, 2008 (Zakonnov, 2008)]. Содержание тяжелых металлов за ряд лет не выходит за пределы фоновых значений и, как правило, ниже зарубежных экологических нормативов для донных осадков пресных вод [Проект..., 1996 (Proyekt..., 1996)].

Таблица 3. Содержание органического вещества и биогенных элементов, % сухого веса**Table 3.** Organic matter and nutrients content, % dry weight

Годы Years	Зольность Sonation	ОВ OM	С _{общ} TC	N _{общ} TN	P _{общ} TP
2017*	50–89	11–50	5.0–20.0	0.85–1.36	0.24–1.81
1989–2005**	40–78	22–60	9.5–27.0	0.15–1.50	0.20–1.51
1963–1965***	57–85	15–43	6.5–20.0	0.18–1.70	0.25–2.30

Примечание. * – [Sigareva et al., 2019]; ** – [Законнов, 2008]; *** – [Фортунатов, Московский, 1970].

Note. * – [Sigareva et al., 2019]; ** – [Zakonnov, 2008]; *** – [Fortunatov, Moskovskiy, 1970].

Таблица 4. Содержание тяжелых металлов (ТМ), мкг/г сухого веса**Table 4.** Concentrations of heavy metals (HM), µg/g of dry weight

ТМ HM	2017 г.	1989 г.	1965 г.	Подзолистые почвы* Podzolicsoils*	Природный фон** Natural back- ground**	Экологические нормативы*** Environmental regulations***
Ni	20.7 (3.8–36.8)	7–30	20–78	0.4–1.3	68	35
Cu	40.9(21.5–54.9)	3–20	28–47	0.2–0.8	90	35
Zn	64.3 (36.7–104.7)	7–69	–	1.0–5.0	95	140
Pb	26.0 (10.4–43.7)	6–21	14–24	0.1–0.5	20	85
Hg	0.30 (0.09–0.78)	0.02–0.12	–	–	–	0.3
Cd	0.44 (0.32–0.67)	0.8–1.4	–	0.02–0.30	0.3	0.8

Примечание. 2017 – современные данные; 1989 – [Гапеева и др., 1995]; 1965 – [Фортунатов, Московский, 1970] * – [Гапеева и др., 1995]; ** – [Nötle, 1988]; *** – Голландия [Проект..., 1996]; “–” – отсутствие данных.

Note. 2017 – current data; 1989 – [Gapeeva et al., 1995]; 1965 – [Fortunatov, Moskovskiy, 1970]; * – Gapeeva et al., 1995; ** – Holland [Proyekt..., 1996]; “–” – lack of data.

Антропогенное загрязнение обычно оценивают по увеличению снизу–вверх содержания металлов (Pb, Cd, Hg и Zn) по колонке керна. В оз. Неро эта закономерность не прослеживается ни по одному из химических элементов. Данное явление типично для мелководных озер и водохранилищ [Буторин и др., 1975 (Butorin et al., 1975)]. Поэтому верхний слой сапропеля взмучивается, перемещается и переотлагается на дне. Это, возможно, приводит к уменьшению негативного результирующего эффекта от антропогенного воздействия на экосистему озера за счет разбавления промышленно-бытовых и сельскохозяйственных стоков более чистыми нижележащими горизонтами, и последующему выносу взвесей и растворенных веществ за пределы озера. Подтверждением сказанного служат матрица гидро-физико-химических показателей сапропеля на всех контрольных станциях, где практически отсутствуют значимые коэффициенты корреляции (табл. 5).

Более ранними исследованиями показано, что скорость осадконакопления в озере составляет 1–1.5 мм в год [Состояние экосистемы..., 2008 (Sostoyanie ekosistemy..., 2008)]. Таким образом, слой керна 30–40 см мог

сформироваться 300–400, а слой 60–70 см – соответственно – 600–800 лет назад. В связи с этим правомерен вопрос, какой из гидродинамических процессов мог вносить наибольший вклад в формирование гранулометрического состава ДО в прошлом? Предваряя анализ вклада отдельных гидродинамических факторов необходимо сформулировать основные гидрометеорологические и гидробиологические допущения:

Сток в озеро с водосбора, преобладающая скорость и направление ветра в прошлом соответствовали современным характеристикам.

1. Заращение озера высшей водной растительностью происходило линейно от полного отсутствия ВВР в начале Нашей эры (2000 лет назад) до 15.8 км² в настоящее время [наст. сборник]. Глубины озера в то время могли составлять от 5 до 10 м [Эдельштейн, 2014 (Edelstein, 2014)]. Площадь зарастания озера 300–700 лет назад могла достигать 7–9 км².

2. Гидродинамические расчеты проводились для всей акватории озера за исключением его южной части площадью 8 км².

3. Согласно литературным данным, взмучивание и перемещение частиц

ДО диаметром 0.25–0.3 мм (эрозия дна) происходит при максимальных донных скоростях в волновых потоках > 15 см/с [СНиП, 2012 (SNIIP, 2012)]. При этом средние по вертикали критические размывающие скорости течения составляют > 20 см/с [Добровольская, 1988 (Dobrovolskaya, 1988)].

Параметры ветровых волн (высота, длина, период, максимальная донная волновая скорость рассчитывались по методике Н.А. Лабзовского). Скорости стоковых и ветровых течений вычислялись по стационарной модели однородного водоема. Указанные методики вошли составной частью в программный комплекс, разработанный для моделирования гидродинамических процессов в озерах и водохранилищах [Поддубный, Сухова, 2002 (Poddubnyi, Sukhova, 2002)]. При моделировании озера аппроксимировалось квадратной сеточной областью с горизонтальным шагом 225 м. Формировались две матрицы глубин: одна с глубинами, увеличенными на 30 см относительно современного состояния, вторая – с глубинами на 70 см больше. Проведенные расчеты характеристик указанных выше гидродинамических процессов выявили следующие особенности их проявления в оз. Неро.

Стоковые течения. В наибольшей степени стоковые течения могут проявляться в период весеннего половодья. Главным их механизмом служит сток р. Сары. Половодье по р. Саре проходит в период с 6 апреля по 12 мая. Максимальный расход в среднем приходится на 18–20 апреля. Причем следует учитывать, что полное очищение озера ото льда также приходится на 20-е числа апреля [Бикбулатов и др., 2003 (Bikbulatov et al., 2003); Булыгина и др., 2019 (Bulygina et al., 2019)]. Таким образом, пик половодья может проходить при наличии ледостава, в этом случае за счет трения о лед и дно скорости стокового течения значительно уменьшаются. Кроме того, проведенные расчеты стоковых течений с использованием модели однородного водоема при максимально возможном расходе по р. Саре 0.1% обеспеченности ($96 \text{ м}^3/\text{с}$) и при допущении открытой воды показали крайне малые скорости стоковых течений в пределах всей акватории озера – от 1 до 3 см/с и всего лишь в нескольких точках – от 8 до 27 см/с. Проведенный анализ позволил сделать вывод об отсутствии вклада стоковых течений в формирование гранулометрического состава ДО как в прошлом, так и в настоящее время.

Ветровые течения. Ветровые течения моделировались для случая преобладающих в безледный период штормовых ветров

(15 м/с) северного и южного направлений. Вычисления показали, что средние по вертикали скорости переноса воды, приводящие к эрозии дна, составляют 23–40 см/с для обоих случаев увеличенных глубин и отмечаются на мелководье у наветренного берега озера (станции 07 и 15, рис. 1). На остальной акватории водоема интегральные скорости ветровых течений меньше 20 см/с (табл. 6).

Ветровое волнение. Основным механизмом эрозии и трансформации донных отложений в мелководной зоне водоемов выступают максимальные донные скорости в волновых потоках. В силу мелководности оз. Неро при штормовых ветрах при любом варианте измененных глубин водоема высота волн в мелководной зоне не превышает 80–90 см, на мелководье – 50–60 см. Максимальные донные скорости в зависимости от глубины места и величины разгона волн изменяются в широких пределах: от 6 до 45 см/с. Донные скорости, приводящие к эрозии дна (>15 см/с) проявляются на всех исследуемых станциях озера. Причем в наветренных частях водоема (станции 07 и 15) максимальные донные скорости и средние по вертикали скорости ветрового течения сравнимы по величине (табл. 6).

Проведенный анализ позволяет предположить, что основную роль в трансформации и формировании структуры донных отложений озера в прошлом играли ветровое волнение повсеместно и ветровое течение в наветренных мелководных участках водоема.

Следует отметить, что ранее [Законнов, 2017 (Zakonnov, 2017), Законнов и др., 2018 (Zakonnov et al., 2018)] была предложена формула расчета скорости потока воды (V) по среднему диаметру частиц (d_{cp}):

$$V = 2.09 d_{cp}^{1.07}, (R^2=0.93, \text{ при } n=124) \quad (2)$$

По этой формуле для каждой станции по слоям кернов (0–10, 30–40 и 60–70 см) рассчитывалась возможная скорость потока воды в озере в прошлом. При этом, вычисленные скорости оказались достаточно высокими: от 26 до 51 см/с.

Наилучшее соответствие скоростей потока, рассчитанных по формуле 2, максимальных донных скоростей в волнах и средних по вертикали скоростей ветрового течения было достигнуто на станциях 07, 12 и 15, расположенных в зависимости от направления действия ветра в наветренной части озера (табл. 6).

Таблица 5. Корреляционная матрица гидро-физико-химических характеристик сапропеля оз. Неро

Table 5. Correlation matrix of hydro-physico-chemical characteristics of the sapropel of Lake Nero

Переменная Variable	St	H	M	EV	I	0.75	0.35	0.15	0.075	0.03	0.01	D	V	OV	N	P	Ni	Cu	Zn	Pb	Hg	Cd
St	1.00	-0.49	-0.26	0.27	0.64	-0.21	-0.32	0.35	0.03	0.04	-0.18	0.00	0.00	0.05	0.28	0.07	-0.21	0.10	0.26	0.22	-0.28	0.31
H	-0.49	1.00	0.26	-0.24	-0.35	0.23	0.65	0.03	-0.24	-0.42	-0.15	0.35	0.36	-0.01	-0.00	0.20	0.43	-0.25	-0.45	-0.37	0.12	-0.44
M	-0.26	0.26	1.00	-1.00	-0.01	0.19	0.24	-0.11	0.37	-0.23	-0.16	0.22	0.22	-0.53	-0.69	0.44	-0.09	-0.26	0.01	-0.30	0.05	-0.40
EV	0.27	-0.24	-1.00	1.00	0.02	-0.19	-0.24	0.13	-0.37	0.22	0.14	-0.21	-0.21	0.57	0.72	-0.43	0.08	0.27	0.03	0.32	-0.06	0.41
I	0.64	-0.35	-0.01	0.02	1.00	-0.14	-0.12	0.14	0.30	-0.07	-0.32	0.24	0.24	0.07	0.07	0.00	-0.19	0.05	0.28	0.02	-0.25	0.25
0.75	-0.21	0.23	0.19	-0.19	-0.14	1.00	0.59	0.04	-0.41	-0.38	-0.58	0.78	0.79	0.30	0.07	-0.31	0.01	0.13	0.00	-0.15	-0.43	-0.38
0.35	-0.32	0.65	0.24	-0.24	-0.12	0.59	1.00	0.02	-0.24	-0.65	-0.54	0.82	0.82	0.11	0.10	-0.22	0.26	0.07	-0.13	-0.21	-0.39	-0.37
0.15	0.35	0.03	-0.11	0.13	0.14	0.04	0.02	1.00	-0.32	-0.60	-0.29	0.28	0.26	0.27	0.34	0.20	0.15	-0.10	0.06	0.04	-0.28	0.06
0.075	0.03	-0.24	0.37	-0.37	0.30	-0.41	-0.24	-0.32	1.00	0.09	0.17	-0.27	-0.28	-0.45	-0.37	0.42	-0.38	0.05	0.20	-0.01	0.11	0.17
0.03	0.04	-0.42	-0.23	0.22	-0.07	-0.38	-0.65	-0.60	0.09	1.00	0.32	-0.70	-0.69	-0.08	-0.15	-0.12	-0.21	0.10	0.17	0.28	0.40	0.32
0.01	-0.18	-0.15	-0.16	0.14	-0.32	-0.58	-0.54	-0.29	0.17	0.32	1.00	-0.78	-0.77	-0.33	-0.20	0.16	0.05	-0.24	-0.38	-0.12	0.57	-0.03
D	0.00	0.35	0.22	-0.21	0.24	0.78	0.82	0.28	-0.27	-0.70	-0.78	1.00	1.00	0.28	0.18	-0.22	0.11	0.10	0.06	-0.18	-0.59	-0.27
V	0.00	0.36	0.22	-0.21	0.24	0.79	0.82	0.26	-0.28	-0.69	-0.77	1.00	1.00	0.28	0.18	-0.23	0.10	0.11	0.06	-0.18	-0.60	-0.28
OV	0.05	-0.01	-0.53	0.57	0.07	0.30	0.11	0.27	-0.45	-0.08	-0.33	0.28	0.28	1.00	0.76	-0.25	0.02	0.26	0.28	0.31	-0.16	0.32
N	0.28	-0.00	-0.69	0.72	0.07	0.07	0.10	0.34	-0.37	-0.15	-0.20	0.18	0.18	0.76	1.00	-0.23	0.16	0.39	0.31	0.43	-0.23	0.44
P	0.07	0.20	0.44	-0.43	0.00	-0.31	-0.22	0.20	0.42	-0.12	0.16	-0.22	-0.23	-0.25	-0.23	1.00	-0.10	-0.32	-0.07	-0.15	0.35	-0.10
Ni	-0.21	0.43	-0.09	0.08	-0.19	0.01	0.26	0.15	-0.38	-0.21	0.05	0.11	0.10	0.02	0.16	-0.10	1.00	-0.24	-0.33	-0.15	0.07	-0.15
Cu	0.10	-0.25	-0.26	0.27	0.05	0.13	0.07	-0.10	0.05	0.10	-0.24	0.10	0.11	0.26	0.39	-0.32	-0.24	1.00	0.66	0.67	-0.35	0.48
Zn	0.26	-0.45	0.01	0.03	0.28	0.00	-0.13	0.06	0.20	0.17	-0.38	0.06	0.06	0.28	0.31	-0.07	-0.33	0.66	1.00	0.79	-0.10	0.66
Pb	0.22	-0.37	-0.30	0.32	0.02	-0.15	-0.21	0.04	-0.01	0.28	-0.12	-0.18	-0.18	0.31	0.43	-0.15	-0.15	0.67	0.79	1.00	0.09	0.71
Hg	-0.28	0.12	0.05	-0.06	-0.25	-0.43	-0.39	-0.28	0.11	0.40	0.57	-0.59	-0.60	-0.16	-0.23	0.35	0.07	-0.35	-0.10	0.09	1.00	0.01
Cd	0.31	-0.44	-0.40	0.41	0.25	-0.38	-0.37	0.06	0.17	0.32	-0.03	-0.27	-0.28	0.32	0.44	-0.10	-0.15	0.48	0.66	0.71	0.01	1.00

Примечание. St – горизонт (0–10 см); H – глубина, в т.ч. с учетом горизонта отбора проб в керне, м; M – объемная масса сухого осадка, г/см³; EV – естественная влажность, %; K >1- <0.01 – коэффициенты средней размерности гранулометрического состава сапропеля, мм; D – средний диаметр частиц, мм; V – расчетная средняя скорость течения, м/с; OV – содержание органического вещества, %; N, P – азот, фосфор, %; Ni, Cu, Zn, Pb, Hg, Cd – тяжелые металлы, мкг/г сухого веса. Жирным шрифтом отмечены значимые коэффициенты корреляции.

Note. St – Horizon (0–10 cm); H – depth, including the horizon where core samples were taken, m; M – volumetric mass of dry sediment, g/cm³; EV – water content of natural sediment, %; K >1- <0.01 – coefficients of mean size of sapropel in granulometric fractions, mm; D – average diameter of particles, mm; V – estimated average flow rate, m/s; OV – organic matter content, %; N, P – nitrogen, phosphorus, %; Ni, Cu, Zn, Pb, Hg, Cd – heavy metals, µg/g of dry weight. Significant coefficients of correlation are given in bold.

Таблица 6. Максимальная донная скорость в волновых потоках (V_d) и средняя по вертикали скорость ветрового течения (V_{cp}) в оз. Неро при различных метеорологических условиях**Table 6.** The maximum bottom velocity in wave flows (V_b) and the vertical average wind current velocity (V_{av}) in Lake Nero under various weather conditions

№ станции, № Station	Горизонт, см Horizon, cm	d _{cp} , мм	V _д , см/с		V _{cp} , см/с	V ₍₂₎	Относит. ошибка, %, Relative error, %
			Ветер 15 м/с / Wind 15 m/s				
			360–45 ⁰	225–180 ⁰	360 и 180 ⁰		
02	30–40	0.27	19–25	16	–	51	>30
04	30–40	0.24	–	16	–	45	>30
	60–70	0.29	–	–	–	56	>30
05	30–40	0.22	–	22–29	–	41	>30
	60–70	0.25	–	18–24	–	47	>30
07	30–40	0.18	22	22– 45	23	33	27
	60–70	0.23	16	16– 35	23	43	23
10	30–40	0.24	31	–	–	45	>30
12	30–40	0.19	17– 32	–	–	35	9
15	30–40	0.16	–	37 –43	40	29	22
	60–70	0.21	–	27– 33	40	39	18; 3

Примечание. $V_{(2)}$ – скорость потока, рассчитанная по формуле 2. Жирным шрифтом выделены наилучшие совпадения скоростей, рассчитанных разными методами. “–” – отсутствие данных.

Note. $V_{(2)}$ is the flow rate calculated by the formula 2. The best matches of the speeds calculated by different methods are marked in bold. “–” – lack of data.

Таким образом, формула 2 применительно к оз. Неро может повсеместно адекватно воспроизводить максимальные донные скорости в волновых потоках, а среднюю по вертикали скорость ветрового течения только на ограниченных наветренных участках водоема.

Следует отметить, что несмотря на продолжающееся эвтрофирование озера, ему свойственна повышенная гидродинамическая активность, постоянно поддерживающая состояние вторичного загрязнения, посредством взмучивания донных осадков.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Процессы трансседиментации (переотложения) на каждой станции индивидуальны и вносят большое разнообразие в распределение химических элементов. Так, распределение ТМ связано с их тесным взаимодействием с гранулометрическим составом как с крупнозернистыми – остатками растительности, так и с тонкодисперсными – глинистыми частицами из-за их сорбционных способностей. Седиментированный материал представляет собой “пирог” с сильно перемешанными слоями. В результате гидродинамической активности антропогенное влияние, которое должно быть больше в последнее десятилетие, нейтрализуется более чистыми нижележащими слоями сапропеля. Далее под действием ветровых течений поллютанты распространяются по всему озеру, разбавляются и сбрасываются по рекам Векса и Которосль в Волгу. Высокая зарастаемость озера (~15 км² при площади водоема 57.8 км²) способствует частичному перехвату растениями загрязнений, поступающих с водосбора, и служит естественным барьером на пути их распространения, что несомненно сказывается на самоочищении озера.

В настоящее время озеро в связи с отсутствием регулирования стока р. Вексы и

участвовавшими случаями прорыва канализации г. Ростова, отсутствием накопителей ливневого стока с территории города и автомагистралей, находится на стадии деградации.

Реабилитация озера возможна в результате реализации комплекса оздоровительных мероприятий, включающих:

- проведение рекультивации приустьевых валов и чистки русел малых рек для свободного стока в озеро;
- обновление и совершенствование канализации г. Ростова, обеспечение перехвата и утилизации ливневых стоков;
- предотвращение антропогенных стоков из небольших населенных пунктов и автомагистралей Москва – Ярославль;
- благоустройство и охрана окружающей среды в г. Ростове и вокруг озера;
- внедрение наилучших доступных технологий сельскохозяйственного производства на водосборе, обеспечивающих снижение биогенной нагрузки на озеро;
- выработку оптимального режима регулирования стока через плотину на р. Векса в интересах реабилитации экосистемы озера.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы выражают благодарность д.г.н. С.А. Поддубному за ценные советы и консультации при подготовке работы, а также ведущему инженеру-программисту Е.В.Чаморовской за проведение необходимых расчетов гидродинамических характеристик оз. Неро.

Работа выполнена в рамках государственного задания № АААА-А18-118012690104-3.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ, 1970. 487 с.
- Баранов И.В. Лимнологические типы озер СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1961. 275 с.
- Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Литвинов А.С., Поддубный С. А. Гидрология и гидрохимия озера Неро. Рыбинск: Издательство ОАО “Рыбинский Дом печати”, 2003. 192 с.
- Булыгина О.Н., Разуваев В.Н., Александрова Т.М. Описание массива данных суточной температуры воздуха и количества осадкой на метеорологических станциях России и бывшего СССР (ТТТР). Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2014620942 / ВНИИГМИ-МЦД. Обнинск, 2019. URL: <http://meteo.ru/data/162-temperature,precipitation#описание-массива-данных> (дата обращения: 17.10.2019).
- Буторин Н.В., Зиминова Н.А., Курдин В.П. Донные отложения верхневолжских водохранилищ. Л.: Наука, 1975. 160 с.
- Гапеева М.В., Довбня И.В., Законнов В.В., Широкова М.А. Эмпирические связи между содержанием металлов в растениях и донных осадках эвтрофного озера Неро // Экология. 1995. № 3. С. 217–221.
- Гордеев В.В. Геохимия системы река – море. М.: И.П. Матушкина И.И., 2012. 452 с.
- Добровольская З.Н. Гидродинамическая модель процесса переноса взвешенных веществ в стратифицированных эстуариях // Математическое моделирование динамики вод в речных бассейнах, больших озерах и морских заливах. М.: Вычислительный центр АН СССР, 1988. С.110–113.
- Законнов В.В. Характеристика донных отложений // Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века. М.: Наука, 2008. С. 61–70.
- Законнов В.В. Генетическая классификация грунтового комплекса равнинных водохранилищ // Комплексные исследования водохранилищ. Межв. сб. научн. тр. Перм. гос. ун-та. Пермь, 2014. С. 23–30.
- Законнов В.В. Течения и их роль в формировании наносов // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Т.1.: Гидро- и геодинамические процессы. Управление водными ресурсами. Перм. гос. ун-т. Пермь, 2017. С. 65–68.
- Законнов В.В., Законнова А.В., Цветков А.И., Шерышева Н.Г. Гидродинамические процессы и их роль в формировании донных осадков водохранилищ Волжско-Камского каскада // Труды Института биологии внутренних вод РАН. 2018. Вып. 81 (84). С. 35–46.
- Законнов В.В., Иванов Д.В., Хасанов Р.Р., Законнова А.В., Маланин В.В., Марасов А.А. Пространственно-временная трансформация грунтового комплекса водохранилищ Волги. Сообщение 6. Донные отложения Куйбышевского водохранилища и их картирование с использованием геоинформационных технологий // Водное хозяйство России. 2019. № 2. С. 72–89.
- Лисицын А.П. Маргинальный фильтр океанов // Океанология. 1994. Т. 35, № 5. С. 735–747.
- Поддубный С.А., Сухова Э.В. Моделирование влияния гидродинамических и антропогенных факторов на распределение гидробионтов в водохранилищах (руководство для пользователей). Рыбинск: Издательство ОАО “Рыбинский дом печати”, 2002. 120 с.
- Поздняков Ш.Р. Проблемы расчета и измерения характеристик наносов в водных объектах. С.-Петербург: Лема, 2012. 226 с.
- Проект “Волга” в Череповце. Н. Новгород: Экологический центр “ДронТ”, 1996. 23 с.
- Романенко В.И., Законнов В.В. Общее количество бактерий в донных отложениях Рыбинского водохранилища на частицах разного размера // Биология внутренних вод: Информ.бюл. 1990. № 87. Л.: Наука. С. 9–13.
- Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века. М.: Наука, 2008. 408 с.
- Строительные нормы и правила. Нагрузка и воздействия на гидротехнические сооружения (волновые, ледовые и от судов). СНиП 2.06.04-82. М.: ООО “Аналитик”, 2012. 112 с.
- Фортунатов М.А., Московский Б.Д. Озера Ярославской области: кадастровое описание и краткие лимнологические характеристики // Озера Ярославской области и перспективы их хозяйственного использования. Ярославль. Яросл. гос. ун-т; Яросл. отд. геогр. о-ва СССР, 1970. С. 3–183.
- Эдельштейн К.К. Гидрология озер и водохранилищ. М.: Издательство “Перо”. 2014. 399 с.
- Nötle J. Pollution source analysis of river water and sewage // Environ. Technol. Lett. 1988. Vol. 9. P. 857–868.
- Sigareva L.E., Timofeeva N.A., Zakonnov V.V., Rusanov A.G., Ignatyeva N.V., and Pozdnyakov Sh.R. Features of Natural Eutrophication of Shallow Lake Nero Based on Sedimentary Pigments // Inland Water Biology. 2019. T. 12. Suppl 2. P. 33–41. DOI: 10.1134/S1995082919060129.

REFERENCES

- Arinushkina E.V. *Rukovodstvo po khimicheskomu analizu pochv* [Chemical Soil Analysis Guide]. M.: MGU, 1970, 487 p. (In Russian).

- Baranov I.V. *Limnologicheskie tipy ozer SSSR* [Limnological types of lakes of the USSR]. L.: Gidrometeoizdat, 1961, 275 p. (In Russian).
- Bikbulatov E.S., Bikbulatova E.M., Litvinov S.A., Poddubniy S.A. *Gidrologiya i gidrokhimiya osera Nero* [Hydrology and hydrochemistry of Lake Nero]. Rybinsk: Izdatel'stvo OAO "Rybinskiy dom pechati", 2003, 192 p. (In Russian).
- Bulygina O.N., Razuvaev V.N., Aleksandrova T.M. *Opisanie massiva dannykh sutochnoy temperatury vozdukha i kolichestva osadkov na meteorologicheskikh stantsiyakh Rossii i byvshego SSSR (TTTR)* [Description of the data set of daily air temperature and the amount of precipitation at meteorological stations in Russia and the former USSR (TTTR)]. Svidetel'stvo o gosudarstvennoy registratsii bazy dannykh № 2014620942 / VNIIGMI-MTSD. Obninsk, 2019. URL: <http://meteo.ru/data/162-temperature, precipitation#opisaniye-massiva-dannykh> (data obrashcheniya: 17.10.2019). (In Russian).
- Butorin N.V., Ziminova N.A., Kurdin V.P. *Donnye otlozheniya verkhnevolzhskikh vodokhranilishch* [Bottom Sediments in the Upper Volga Reservoirs]. L.: Nauka, 1975, 160 p. (In Russian).
- Dobrovolskaya Z.N. *Gidrodinamicheskaya model' protsessa perenosa vzveshennykh veshchestv v stratifitsirovannykh estuariyakh* [Hydrodynamic model of the process of transport of suspended solids in stratified estuaries]. *Matematicheskoye modelirovaniye dinamiki vod v rechnykh basseynakh, bol'shikh ozerakh i morskikh zalivakh*. M.: Vychislitel'nyi tsentr AN SSSR, 1988, pp. 110–113. (In Russian).
- Fortunatov M.A., Moskovskiy B.D. *Ozera Yaroslavskoy oblasti: kadaastrovoe opisanie i kratkie limnologicheskie kharakteristiki*. [Lakes of the Yaroslavl region: cadastral description and brief limnological characteristics] // *Ozera Yaroslavskoy oblasti i perspektivy ikh khozyaystvennogo ispol'zovaniya*. Yaroslavl: Yaroslavskiy gos. un-t, 1970, p. 3–83. (In Russian).
- Gapeeva M.V., Dovbnya I.V., Zakonnov V.V., Shirokova M.A. *Empericheskie svyazi mezhdu sodержaniem metallov v rasteniyakh i donnykh osadkakh evtrofnogo osera Nero* [Empirical relationships between the metal content in plants and bottom sediments of the eutrophic Lake Nero]. *Ekologiya*, 1995, no. 3, pp. 217–221. (In Russian).
- Gordeev V.V. *Geokhimiya sistemy reka-more* [Geochemistry of the river-sea system]. M.: I.P. Matushkina I. I., 2012, 452 p. (In Russian).
- Lisitsyn A.P. *Marginalnyi fil'tr okeanov* [Marginal Ocean Filter]. *Okeanologiya*, 1994, Bd. 35, no. 5, pp. 735–747.
- Nötle J. *Pollution source analysis of river water and sewage*. *Envior. Technol. Lett*, 1988, vol. 9, pp. 857–868.
- Poddubniy S.A., Sukhova E.V. *Modelirovaniye vliyaniya gidrodinamicheskikh i antropogennykh faktorov na raspredeleniye gidrobiontov v vodokhranilishchakh (rukovodstvo dlya pol'zovateley)* [Modeling the influence of hydrodynamic and anthropogenic factors on the distribution of aquatic organisms in reservoirs]. Rybinsk: Izd-vo OAO "Rybinskiy dom pechati", 2002, 120 p. (In Russian).
- Pozdnyakov Sh.P. *Problemy rascheta i izmereniya kharakteristik nanosov v vodnykh ob'ektakh* [Problems of calculation and measurement of sediment characteristics in water bodies]. S.-Peterburg: Lema, 2012, 226 p. (In Russian).
- Proyekt "Volga" v Cherepovtse. 1996.* [Project "Volga" in Cherepovets]. N.Novgorod: Ekologicheskij centr "Dront", 23 p. (In Russian).
- Romanenko V.I., Zakonnov V.V. *Obshcheye kolichestvo bakteriy v donnykh otlozheniyakh Rybinskogo vodokhranilishcha na chasimtsakh raznogo razmera* [The total number of bacteria in the bottom sediments of the Rybinsk reservoir on particles of different sizes]. *Biologiya vnutrennikh vod: Inform.byul.* L.: Nauka, 1990, no. 87, pp. 9–13. (In Russian).
- Sigareva L.E., Timofeeva N.A., Zakonnov V.V., Rusanov A.G., Ignatyeva N.V., and Pozdnyakov Sh.R. *Features of Natural Eutrophication of Shallow Lake Nero Based on Sedimentary Pigments*. *Inland Water Biology*, 2019, no. 12, suppl 2, pp. 33–41. DOI: 10.1134/S1995082919060129. (In Russian).
- Sostoyaniye ekosistemy ozera Nero v nachale XXI veka.* [The state of the ecosystem of Lake Nero at the beginning of the XXI century]. M.: Nauka, 2008. 408 p. (In Russian).
- Stroitel'nyye normy i pravila. Nagruzka i vozdeystviya na gidrotekhnicheskiye sooruzheniya (volnovye, ledovye i ot sudov)* [Building regulations. Load and impact on hydraulic structures (wave, ice and from ships)] SNiP 2.06.04-82. M.: OOO "Analitik", 2012, 112 p. (In Russian).
- Zakonnov V.V. *Geneticheskaya klassifikatsiya gruntovogo kompleksa ravninnykh vodokhranilishch* [Genetic classification of the Soil complex of lowland Reservoirs]. *Kompleksnyye issledovaniya vodokhranilishch*. Mezhh. sb. nauch. tr. Perm. gos. un-ta. Perm., 2014, pp. 23–30. (In Russian).
- Zakonnov V.V. *Kharakteristika donnykh otlozheniy. Sostoyaniye ekosistemy ozera Nero v nachale XXI veka* [Characteristics of bottom sediments. The state of the ecosystem of Lake Nero at the beginning of the XXI century]. M.: Nauka, 2008, pp. 61–70. (In Russian).
- Zakonnov V.V. *Techeniya i ikh rol' v formirovaniye nanosov* [Currents and their Role Information of Sediments]. *So-vremennyye problemy vodokhranilishch i ikh vodosborov. T.1: Gidro- i geodinamicheskiye protsessy. Upravleniye vodnymi resursami*. Perm. gos. un-t, 2017, pp. 65–68. (In Russian).
- Zakonnov V.V., Chuiko G.M. *Problemy krupnykh melkovodnykh ozer gumidnoy zony evropeyskoy territoriy Rossii.* [Problems of Large Shallow Lakes in the Gumid Zone of European Russia]. *Ozera Evraziy: Problemy i puni ikh resheniya. Materialy II Mezhdunarodnoy konferencii (14–19 maya 2019 g.)*. Kazan': Izd. Akademiy nauk RT. 2019, pp. 80–84.
- Zakonnov V.V., Ivanov D.V., Khasanov R.R., Zakonnova A.V., Malanin V.V., Marasov A.A. *Prostranstvenno-vremennaya transformatsiya gruntovogo kompleksa vodokhranilishch Volgi. Soobscheniye 6. Donnye otlozheniya Kuybyshevskogo vodokhranilishcha i ikh kartirovaniye s ispol'sovaniem geoinformatsionnykh tekhnologiy* [Spatial-

temporal Transformation of the Volga Reservoirs' Soil Complex. Communication 6. The Kuybyshev Reservoir Bottom Sediments and their Mapping with the Use of Geoinformation Techniques]. *Water Sector of Russia*, 2019, no. 2, pp. 72–89. (In Russian).

Zakonnov V.V., Zakonnova A.V., Tsvetkov A.I., Sherysheva N.G. Gidroginamichskiye protsessy i ikh rol' v formirovaniyi donnykh osadkov vodokhranilishch Volzhsko-Kamskogo kaskada [Hydro-dynamic processes and their role in formation of the Volga-Kama reservoir cascade bottom sediments]. *Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS*, 2018, no. 81 (84), pp. 35–46. (In Russian). doi: 10.24411/0320-3557-2018-1-0004.

THE EVOLUTIONARY DEVELOPMENT AND CURRENT STATE OF LAKE NERO ACCORDING TO SAPROPEL ANALYSIS

**V. V. Zakonnov¹, Sh. R. Pozdnyakov², S. A. Kondratiev², N. V. Ignatieva²,
A. I. Tsvetkov¹, A. V. Zakonnova¹**

¹*Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences,
Borok, Nekouzski raion, Yaroslavl oblast, 152742, Russia, zak@ibiw.ru*

²*Institute of Lake Research, Russian Academy of Sciences,
196105, ul. Sevastyanova 9, Saint Petersburg, Russia e-mail: tbgmaster@mail.ru*

The paper presents the characteristics of sapropel based on the results of analysis of samples collected at 21 stations in Lake Nero. Its current state is assessed based on hydrophysical and hydrochemical parameters. A layer-by-layer (0–10, 30–40 and 60–70 cm) granulometric composition of stratigraphic cores made it possible to compare the evolutionary development of the lake corresponding to the periods 100, 300–400 and 600–800 years ago. It is found that natural hydrodynamic processes (wind-driven waves and wind-driven currents) cause erosion and mixing of the surface (0–10 cm) polluted sapropel layer with clean underlying horizons and carry pollutants absorbed on suspended particles outside the lake. The approach used made it possible to identify the ways of a shallow lake ecosystem formation and outline promising directions.

Keywords: lake ecosystem, bottom sediments – sapropel, hydrophysical and hydrochemical parameters, retrospective assessment

АБИОТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕРА НЕРО ПО ДАННЫМ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ. 1. БИОГЕННАЯ НАГРУЗКА С ВОДОСБОРА

Ш. Р. Поздняков, С. А. Кондратьев, М. В. Шмакова

Институт озераведения РАН,

196105, Санкт-Петербург, ул. Севастьянова, д. 9, e-mail: tbgmaster@mail.ru

Поступила в редакцию 5.08.2020

В работе решается задача по оценке биогенной нагрузки на оз. Неро со стороны водосбора, характеризующегося пространственной неоднородностью поверхности и минимальным объемом данных натурных наблюдений. Оценка биогенной нагрузки с территории водосбора оз. Неро проводилась по математической модели формирования биогенной нагрузки, разработанной в институте озераведения РАН. Модель предназначена для решения задач, связанных с количественной оценкой внешней нагрузки на водоемы, сформированной точечными и рассредоточенными источниками загрязнения, и прогнозом ее изменения под влиянием возможных антропогенных и климатических изменений. Модель учитывает вклад точечных и рассредоточенных источников в формирование биогенной нагрузки на водосбор, позволяет рассчитывать вынос примесей с водосбора с учетом влияния гидрологических факторов и удержания биогенных веществ водосбором и гидрографической сетью. Получено, что нагрузка на акваторию с водосбора составляет 51.5 т P/г. и 585.5 т N/г., из которой 36.0 т P/г. (70% от общей нагрузки на озеро) и 176.5 т N/г. (30%) поступают непосредственно в озеро от прибрежных населенных пунктов. При условии подключения всего населения к очистным сооружениям и внедрения НДТ ведения сельского хозяйства, согласно проведенному численному эксперименту, нагрузка снизится на 23% для общего фосфора и на 19% для общего азота.

Ключевые слова: биогенная нагрузка, водоем, водосбор, моделирование.

DOI: 10.47021/0320-3557-2020-19-27

ВВЕДЕНИЕ

Озеро Неро имеет огромное средообразующее, оздоровительное, рекреационное и градостроительное значение для г. Ростов, а также для всей Ярославской области. При этом в акватории водоема фиксируются возрастание концентраций азота и фосфора, ухудшение органолептических свойств и качественных характеристик водных ресурсов сопряженное с этим увеличение количественных характеристик фитопланктона озера. Значимо увеличился вклад синезеленых водорослей за счет возрастания биомассы планктотрихетового комплекса по “катастрофическому” типу и многие другие негативные процессы [Бабаназарова и др., 2011 (Babanazarova, 2011)]. По данным [Отчет..., 2011 (Otchet..., 2011)] установлено, что оз. Неро приблизилось к конечной стадии олиготрофно-эвтрофной сукцессии водных экосистем – стадии гипертрофного водоема.

До сих пор формированию биогенной нагрузки на оз. Неро с водосборной территории, являющейся одной из основных причин ухудшения экологического состояния водоема, уделялось мало внимания, так как внутренняя нагрузка на изучаемом объекте существенно превосходит внешнюю. Тем не менее, внешняя нагрузка – источник поступления азота, фосфора и других химических элементов в озеро извне, который медленно, но постоянно пополняет их запас в воде и донных отложениях.

Снижение внешней нагрузки – безальтернативный метод снижения темпов антропогенного эвтрофирования озера, так как возможности реального воздействия, направленного на снижение внутренней нагрузки на значительной площади, крайне ограничены.

Водосборная территория оз. Неро (створ – исток р. Вексы) составляет 1046 км², включая 54.4 км² акватории самого озера (рис. 1). Водосбор основного притока р. Сары занимает 723.8 км², то есть 61% площади указанной территории [Бикбулатов и др., 2003 (Bikbulatov et al., 2003); Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)]. На всем протяжении озеро бурно зарастает водной растительностью, которая, ежегодно отмирая и оседая на дно, способствует обмелению озера. Также на обмеление озера влияют и наносы, поступающие в озеро с притоками. Наиболее интенсивно озеро зарастает в южной части. В среднем относительная площадь, покрытая макрофитами, находится в пределах 20–25% от общей площади озера. Водная растительность в общем виде представлена гелофитами, гидрофитами с плавающими листьями и погруженными гидрофитами [Бикбулатов и др., 2003 (Bikbulatov et al., 2003)].

Исследуемая территория относится к Русской равнине Европейской части России. В орографическом отношении район располагается, в основном, в пределах грядово-

холмистого и холмистого конечно-моренного рельефа; в котловине оз. Неро и по рекам – озерные и речные террасы, в северной и восточной частях выделяются слаборасчлененная пологоволнистая зандровая равнина. Абсолютные отметки поверхности от 93 м (урез оз. Неро) до 189 м (отдельные холмы).

Цель настоящего исследования – количественная оценка внешней нагрузки азотом и фосфором на оз. Неро со стороны водосборного бассейна в современных условиях.

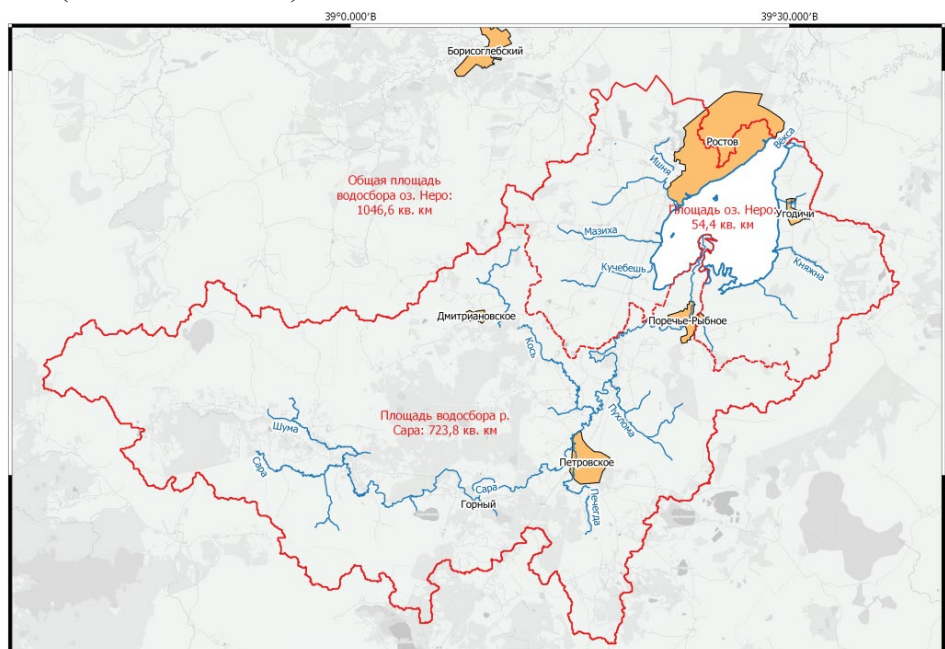


Рис. 1. Схема водосбора оз. Неро.

Fig. 1. Scheme of the catchment area of Lake Nero.

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Оценка биогенной нагрузки с территории водосбора оз. Неро проводилась по математической модели формирования биогенной нагрузки *IL_LM* – *Institute of Limnology Load Model* (Свидетельство о государственной регистрации № 2014612519 от 27.02.2014). Разработка модели выполнялась на основе отечественного и зарубежного опыта моделирования стока и выноса химических веществ с водосборных территорий, поступления растворенных примесей в водоемы [Кондратьев, 2007 (Kondratyev, 2007); Vink, Behrendt, 2002; Venohl et al., 2005; Behrendt, Dannowski, 2007], а также рекомендаций ХЕЛКОМ по оценке нагрузки на водные объекты бассейна Балтийского моря [Guidelines..., 2015]. Модель предназначена для решения задач, связанных с количественной оценкой внешней нагрузки на водоемы, сформированной точечными и рассредоточенными источниками загрязнения, и прогнозом ее изменения под влиянием возможных антропогенных и климатических изменений. Модель учитывает вклад точечных и рассредоточенных источников в формирование биогенной нагрузки на водосбор, позволяет рассчитывать вынос примесей с водосбора с учетом влияния гидрологических факторов и

удержания биогенных веществ водосбором и гидрографической сетью.

Расчеты выноса химических элементов с водосбора и формирования внешней нагрузки на водные объекты могут выполняться как с годовым так и с месячным шагами по времени. Однако из-за того, что большая часть входных данных, получаемая из материалов государственной статистической отчетности, имеет годовое среднее, вариант модели *IL_LM* с шагом расчета в 1 год получил большее распространение.

В связи с актуальностью проблемы сдерживания эвтрофирования водных объектов при разработке модели основное внимание уделялось расчету биогенной нагрузки общим фосфором и общим азотом. В тоже время модель позволяет выполнять расчеты выноса некоторых растворенных металлов с речных водосборов [Кондратьев и др., 2010 (Kondratyev et al., 2010)].

В последней версии модели для оценки биогенной нагрузки, сформированной на сельскохозяйственных угодьях, используется метод, предложенный специалистами Института агроинженерных и экологических проблем сельскохозяйственного производства – ИАЭП

[Брюханов и др., 2016 (Brukhanov et al., 2016); Поздняков и др., 2016 (Pozdnyakov et al., 2016)].

Модель ориентирована на существующие ограниченные возможности информационного обеспечения со стороны системы государственного мониторинга водных объектов Росгидромета, а также структур государственной статистической отчетности о сбросах сточных вод и сельскохозяйственной деятельности на водосборах РФ. Необходимое условие практического применения модели на реальных объектах – наличие информации об основных источниках нагрузки

на рассматриваемые водосборы. При этом контролируемые системой Росгидромета водосборы могут являться объектом верификации модели. Конечным итогом моделирования является количественная оценка внешней нагрузки на водоем или водоток со стороны водосбора и отдельных ее составляющих.

Общая структура разработанной модели, рассчитывающей вынос химических веществ с водосбора и нагрузку на водные объекты (реки, озера, водохранилища), приведена на рис. 2.



Рис. 2. Схема модели IL_LM.

Fig 2. Scheme of the IL_LM model.

МАТЕРИАЛЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

На момент выполнения расчетов (2017 г.) никаких регулярных гидрологических и гидрохимических наблюдений на водосборе оз. Неро не велось. Кроме того, по данным официальной статистики 2ТП (водхоз) на рассматриваемом объекте не было источников, сбрасывающих сточные воды, содержащие фосфор. Это при том, что на водосборе находится г. Ростов и ряд крупных сельских поселений. В сложившейся ситуации математическое моделирование – единственный доступный инструмент оценки выноса биогенных веществ с различных типов поверхности водосбора и формирования суммарной внешней нагрузки на озеро. Основное внимание при моделировании уделялось выносу азота и фосфора со следующих типов подстилающей поверхности (табл. 1):

- территории, незатронутые хозяйственной деятельностью;

- территории, ранее подвергавшиеся антропогенному воздействию;

- сельскохозяйственные площади;

- площади населенных пунктов, не имеющих подключения к очистным сооружениям.

Особого внимания заслуживает расчет нагрузки с сельскохозяйственных угодий, выполненный сотрудниками ИАЭП [Кондратьев и др., 2018 (Kondratyev et al., 2018)]. Водосбор оз. Неро расположен на территории трех районов Ярославской области: Борисоглебского, Ростовского и Переславского, где ведется сельскохозяйственная деятельность в виде функционирования сельскохозяйственных организаций, крестьянско-фермерских и личных подсобных хозяйств. Указанные районы занимают площадь 6953 км², из которой около 16% (1128 км²) относится к водосборному бассейну оз. Неро.

Таблица 1. Площади различных типов поверхности водосбора оз. Неро по результатам автоматизированной классификации спутниковых изображений**Table 1.** Areas of different types of surface of Lake Nero catchment based on the results of automated classification of satellite images

Тип подстилающей поверхности / Subsoil type	S, км ²	Доля в площади водосбора, % Share in catchment area, %
Урбанизированные территории, свалки, карьеры, заброшенные земли	47.2	4.8
Водно-болотные угодья	58.8	5.9
Леса	409.7	41.3
Сельскохозяйственные угодья, луга	476.5	48.0
Всего	992.2	100

Сельскохозяйственная деятельность ведется только на 10.8% территории водосборного бассейна, общая площадь возделываемых сельскохозяйственных земель в водосборе составляет 12254.5 га [<http://ab-centre.ru/>, <http://www.gks.ru>]. Основным направлением сельскохозяйственного производства является ведение молочного скотоводства, выращивание кормовых культур, картофеля, многолетних и однолетних трав, зерновых культур. Выращивание свиней, сельскохозяйственной птицы, овец и коз, лошадей осуществляется только в небольших крестьянско-фермерских и подсобных хозяйствах. Всего на территории водосбора функционирует около 50 сельскохо-

зяйственных организации и крестьянско-фермерских хозяйств. Основными факторами для оценки биогенной нагрузки на водные объекты от сельскохозяйственных предприятий являются показатели использования минеральных и органических удобрений (табл. 2). При этом важно учитывать типы используемых удобрений, концентрацию питательных элементов и технологии их применения. При работе с органическими удобрениями большое значение на вынос питательных веществ оказывает порядок соблюдения технологических регламентов [Брюханов и др., 2014 (Brukhanov et al., 2014)].

Таблица 2. Содержание N и P в органических удобрениях и внесение в составе органических и минеральных удобрений в границах водосбора оз. Неро (2016 г.)**Table 2.** Content of N and P in organic fertilizers and application of organic and mineral fertilizers within the catchment area of Lake Nero (2016)

Муниципальный район Municipal District	Органические удобрения Organic fertilizers				Минеральные удобрения Mineral fertilizers	
	N _{общ} , т/г.	P _{общ} , т/г.	N _{общ} , кг/га	P _{общ} , кг/га	N _{общ} , кг/га	P _{общ} , кг/га
Борисоглебский	43.1	7.8	61.2	11.0	7.5	3.7
Ростовский	688.9	124.3	61.5	11.1	9.3	4.6
Переславский	28.7	5.2	84.1	15.2	0.3	0.1

Образование и использование органических удобрений определяется путем нормативного расчета выхода навоза и помета при содержании сельскохозяйственных животных, с учетом современных систем содержания и технологий навозоудаления. При расчете использовался РД-АПК 1.10.15.02-08, разработанный в ФГБНУ ИАЭП [Брюханов и др., 2012; 2014; 2016 (Brukhanov et al., 2012; 2014; 2016); РД-АПК, 2008 (MD-APC, 2008)]. В табл. 3 представлены данные по поголовью сельскохозяйственных животных и годовому образованию навоза и помета, которые используются в качестве органических удобрений. Результаты расчетов сосредоточенной биогенной нагрузки при ведении сельскохозяйственной деятельности в границах водосбора оз. Неро, представлены в табл. 4.

Согласно результатам расчета годовая рассредоточенная нагрузка на водные объекты от сельскохозяйственной деятельности в границах водосбора оз. Неро составляет $N_{\text{общ}} - 331.71$ т/г. и $P_{\text{общ}} - 21.54$ т/г. При условии освоения НДТ использования питательных элементов в сельскохозяйственном производстве годовое поступление в водные объекты несколько сократится и составит $N_{\text{общ}} - 312.76$ т/г. и $P_{\text{общ}} - 20.74$ т/г.

Для урбанизированных территорий расчет сформированной на них нагрузки выполнялся исходя из численности проживающего населения. Характерной особенностью процесса оценки биогенной нагрузки на оз. Неро является отсутствие достоверной информации о сбросах сточных вод точечными источниками загрязнения. Так, по сведениям Департамента охраны окружающей среды и природопользо-

вания Ярославской области ни одно из предприятий, расположенных на водосборе оз. Неро, включая очистные сооружения, в последнее время не предоставляло в органы статистической отчетности сведений о сбросах фосфора со сточными водами в само озеро или в водные объекты его водосбора. Поэтому для оценки нагрузки использовалась информация о численности проживающего на водосборе населения на 26.10.2015 [<http://www.statdata.ru/naselenie/yaroslavskoi-oblasti>]. Как отмечалось выше, в материалах ХЕЛКОМ [Guidelines..., 2005] расчет биогенной нагрузки $P_{\text{общ}}$ и $N_{\text{общ}}$ на муниципальные очистные сооружения предлагается проводить при следующих значениях нагрузки от одного жителя: 0.9 кг P /г. и 4.4 кг N /г. При этом механическая очистка не сказывается на содержании биогенных элементов в сточных водах, а биологическая очистка

муниципальных сточных вод приводит к снижению концентрации $P_{\text{общ}}$ на 30%, $N_{\text{общ}}$ – на 50% [Временные..., 1988 (Vremennye..., 1988)]. Результаты оценки биогенной нагрузки, сформированной жителями основных населенных пунктов водосбора оз. Неро, как при наличии очистных сооружений, так и при их отсутствии, представлены в табл. 5.

Нагрузка, сформированная населением г. Ростова и сельских поселений Ишня и Поречье-Рыбное, считалась поступающей непосредственно в озеро, а нагрузка от сельского поселения Петровское – на водосбор. Расчеты показали, что в результате жизнедеятельности населения на водосборе оз. Неро образуется 46.1 т P /г. и 2225.8 т N /г. При гипотетическом подключении всего населения к очистным сооружениям нагрузка снизится до 32.4 т P /г. и 112.9 т N /г.

Таблица 3. поголовье сельскохозяйственных животных и образование навоза в границах водосбора оз. Неро (2016 г.). КРС – крупный рогатый скот, СВ – свиньи, П – птица, Л – лошади, ОиК – овцы и козы

Table 3. Livestock animals and manure formation the catchment area of Lake Nero (2016). КРС – cattle, СВ – pigs, П – poultry, Л – horses, ОиК – sheep and goats

Муниципальный район Municipal District	КРС, гол	СВ, гол	П, гол	Л, гол	ОиК, гол	Образование навоза/помета, т/г.
Борисоглебский	346	5	3078	0	46	9225
Ростовский	5532	85	49255	7	740	147598
Переславский	231	4	2052	0	31	6150
Итого	6108	94	54385	8	817	162972

Таблица 4. Рассредоточенная нагрузка N и P на водные объекты в границах водосбора оз. Неро в современных условиях (2016 г.) и после внедрения в практику наилучших доступных технологий (НДТ) ведения сельского хозяйства

Table 4. Nonpoint load of N and P on water bodies within the catchment area of Lake Nero in modern conditions (2016) and after the implementation of the best available technologies (BAT) in agriculture

Муниципальный район Municipal District	$N_{\text{общ}}$, кг/га	$P_{\text{общ}}$, кг/га	$N_{\text{общ}}$, т/г.	$P_{\text{общ}}$, т/г.	НДТ, $N_{\text{общ}}$, т/г.	НДТ, $P_{\text{общ}}$, т/г.
Борисоглебский	20.94	1.36	14.74	0.96	13.95	0.93
Ростовский	28.06	1.82	314.59	20.43	296.56	19.67
Переславский	6.99	0.45	2.38	0.15	2.25	0.15
Итого	—	—	331.71	21.54	312.76	20.74

Таблица 5. Биогенная нагрузка (т/г.), сформированная населением без очистных сооружений и с учетом возможной очистки сточных вод

Table 5. Nutrient load (t/year) formed by the population without treatment facilities and taking into account the possible wastewater treatment

Муниципальное образование Settlement name	Население, чел.	P без очистки	P с очисткой	N без очистки	N с очисткой
Городское поселение Ростов	30824	27.7	19.4	135.6	67.8
Сельское поселение Ишня	7247	6.5	4.6	31.9	15.9
Сельское поселение Поречье-Рыбное	2051	1.8	1.3	9.0	4.5
Сумма		36.0	25.3	176.5	88.2
Сельское поселение Петровское	11209	10.1	7.1	49.3	24.7

РЕЗУЛЬТАТЫ МОДЕЛИРОВАНИЯ И ОБСУЖДЕНИЯ

Расчет биогенной нагрузки на оз. Неро со стороны водосбора выполнялся для среднего многолетнего слоя стока, составляющего 220 мм/г. В соответствии с результатами выполненных ранее исследований [Кондратьев, Шмакова, 2019 (Kondratyev, Shmakova, 2019)] значения концентраций общего фосфора в почвенных водах и первичных звеньях гидрографической сети для различных типов поверхности принимались приближенно равными 0.05 мг P/л и 0.7 мг N/л для естественных территорий (лесов и болот), 0.08 мг P/л и 3.1 мг N/л для полей и лугов, не задействованных в настоящее время в сельскохозяйственном производстве, и 0.20 мг P/л и 2.3 мг N/л для заброшенных земель.

Результаты расчетов биогенной нагрузки на оз. Неро со стороны водосбора с использованием модели *IL_LM* совместно с методом оценки сельскохозяйственной нагрузки ИАЭП

Таблица 6. Результаты расчета формирования биогенной нагрузки (т/год) на оз. Неро для средней водности ($y = 230$ мм/г.) в современных условиях

Показатели / Indicators	$P_{\text{общ}}$	$N_{\text{общ}}$
Суммарная нагрузка на гидрографическую сеть водосбора	49.2	709.0
Удержание водосбором и его гидрографической сетью	33.7	300.0
Прямой сброс в озеро	36.0	176.5
Нагрузка на озеро	51.5	585.5
Фоновая (природная) составляющая нагрузки	5.0	88.1

Таблица 7. Результаты расчета формирования биогенной нагрузки (т/г.) на оз. Неро для средней водности ($y = 230$ мм/г.) при гипотетическом подключении всего населения к очистным сооружениям и внедрении наилучших доступных технологий (НДТ) в сельское хозяйство

Table 7. The results of calculating the nutrient load (t/year) on the Lake Nero for average runoff ($y = 230$ mm/year) with hypothetical connection of the entire population to treatment facilities and implementation of the best available technologies (BAT) in agriculture

Показатели / Indicators	$P_{\text{общ}}$	$N_{\text{общ}}$
Суммарная нагрузка на гидрографическую сеть водосбора	45.4	665.5
Удержание водосбором и его гидрографической сетью	31.1	281.6
Прямой сброс в озеро	25.3	88.2
Нагрузка на озеро	39.6	472.1
Фоновая (природная) составляющая нагрузки	5.0	88.1

Полученные результаты представляют собой приближенную оценку биогенной нагрузки на оз. Неро, так как для их получения использован ряд достаточно серьезных предположений по преодолению дефицита исходной информации. Кроме того, погрешность изменения имеющихся входных величин и параметров весьма велика. Тем не менее, по мнению авторов работы, порядок величины рассчитанной нагрузки и соотношение между ее составляющими вызывают доверие. Един-

для года средней водности со слоем стока 220 мм/г. ($7 \text{ л}/(\text{км}^2 \cdot \text{с})$) приведены в табл. 6.

Из представленных расчетных материалов следует, что в условиях средней водности на поверхность изучаемого водосбора поступает 49.2 т P/г. и 709.0 т N/г. Водосбором и его гидрографической сетью удерживается 33.7 т P/г. и 300.0 т N/г. Нагрузка на акваторию с водосбора составляет 51.5 т P/г. и 585.5 т N/г., из которой 36.0 т P/г. (70% от общей нагрузки на озеро) и 176.5 т N/г. (30%) поступают непосредственно в озеро от прибрежных населенных пунктов. Фоновая или природная нагрузка – 5.0 т P/г. и 88.1 т N/г. Гипотетическое подключение всего населения к очистным сооружениям и внедрение наилучших доступных технологий (НДТ) в сельскохозяйственное производство, проиллюстрированные табл. 7, позволяют снизить фосфорную нагрузку на 23% до 39.6 т P/г. и азотную на 19% до 472.1 т N/г.

ственный обнаруженный в литературе пример оценки биогенной нагрузки на оз. Неро [Бикбулатов и др., 2003 (Bikbulatov et al., 2003)] содержит информацию о том, что вынос фосфора с водосбора р. Сара в 1989 г. оценивался в 12.7 т/г. Этот результат достаточно хорошо согласуется с приведенными выше данными, из которых следует, что для условий 2016–2017 гг. нагрузка с территории всего водосбора без учета прямых сбросов оценивается в 15.5 т P/г.

Кроме впервые выполненной оценки биогенной нагрузки на оз. Неро со стороны водосбора, а также вклада в нагрузку отдельных ее составляющих, важным результатом настоящего исследования является понимание важности оценки структуры подстилающей поверхности и биогенной эмиссии с различных типов поверхности при решении такого рода задач. Прогресс в развитии моделирования формирования биогенной нагрузки на водные объекты, учитывающего реальную структуру поверхности водосбора, в значительной степе-

ни связан проведением широкомасштабных полевых исследований по оценке коэффициентов эмиссии фосфора, азота и других химических веществ с различных ландшафтных структур в различных физико-географических условиях. Кроме того, использование данных дистанционного зондирования в сочетании с современными ГИС – технологиями существенно облегчает сбор и использование при моделировании данных о пространственной неоднородности изучаемых объектов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Впервые выполнена оценка биогенной нагрузки общим фосфором и азотом на оз. Неро со стороны его водосборной площади. Получено, что нагрузка на акваторию с водосбора составляет 51.5 т P/г. и 585.5 т N/г., из которой 36.0 т P/г. (70% от общей нагрузки на озеро) и 176.5 т N/г. (30%) поступают непосредственно в озеро от прибрежных населен-

ных пунктов. При условии подключения всего населения к очистным сооружениям и внедрения НДТ ведения сельского хозяйства, согласно проведенному численному эксперименту, нагрузка снизится на 23% для общего фосфора и на 19% для общего азота и составит соответственно 39.6 т P/г. и 472.1 т N/г.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бабаназарова О.В., Кармайер Р., Сиделев С.И., Александрова Е.М., Сахарова Е.Г. Структура фитопланктона и содержание микроцистинов в высокоэвтрофном озере Неро // Водные ресурсы, 2011. Т. 38 № 2. С. 223–231.
- Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Литвинов А.С., Поддубный С.А. Гидрология и гидрохимия озера Неро. Рыбинск: Изд-во ОАО “Рыбинский дом печати”. 2003. 192 с.
- Брюханов А.Ю., Максимов Д.А., Хухта Х., Васильев Э.В., Минин В.Б., Субботин И.А. Рекомендации по организации и проведению производственного экологического контроля систем переработки и использования навоза (помета). Порядок разработки Технологического регламента. СПб: СЗНИИМЭСХ. 2012. 53 с.
- Брюханов А.Ю., Кондратьев С.А., Обломкова Н.С., Огуздин А.С., Субботин И.А. Методика определения биогенной нагрузки сельскохозяйственного производства на водные объекты // Технологии и технические средства механизированного производства продукции растениеводства и животноводства. 2016. № 89. С. 175–183.
- Брюханов А.Ю., Шалавина Е.В., Васильев Э.В. Методика укрупненной оценки суточного и годового выхода навоза/помета // Молочнохозяйственный вестник. 2014. № 1 (13). С. 78–85.
- Временные методические рекомендации по прогнозированию химического состава поверхностных вод с учетом перераспределения стока. Л.: Гидрометеиздат. 1988. 56 с.
- Кондратьев С.А. Формирование внешней нагрузки на водоемы: проблемы моделирования. СПб.: Наука. 2007. 253 с.
- Кондратьев С.А., Голосов С.Д., Зверев И.С., Рябченко В.А., Дворников А.Ю. Моделирование абиотических процессов в системе водосбор-водоем (на примере Чудско-Псковского озера). СПб: Нестор-История. 2010. 116 с.
- Кондратьев С.А., Брюханов А.Ю., Терехов А.В. Структура поверхности водосбора как определяющий фактор биогенной нагрузки на водоем (по данным математического моделирования) // Вопросы географии. 2018. Вып. 145. С. 89–108.
- Кондратьев С.А., Шмакова М.В. Математическое моделирование массопереноса в системе водосбор – водоток – водоем. СПб: Нестор-История, 2019. 248 с.
- Отчет о научно-исследовательской работе “Оценка современного состояния озера Неро в Ростовском муниципальном округе Ярославской области” (заключительный). Ярославский государственный университет им. Демидова, Ярославль, 2011. 45 с.
- Поздняков Ш.Р., Кондратьев С.А., Тарбаева В.М., Шмакова М.В., Брюханов А.Ю., Воробьева Е.А., Обломкова Н.С. Научное обоснование выполнения рекомендаций ХЕЛКОМ по снижению биогенной нагрузки на Финский залив со стороны России // Вестник СПбГУ. Сер. 7. География. География. 2016. Вып. 4. С. 53–65.
- РД-АПК 1.10.15.02-2008 Методические рекомендации по технологическому проектированию систем удаления и подготовки к использованию навоза и помета. М.: Минсельхоз РФ. 2008.
- Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века. Под ред. Лазарева В.И. М.: Наука. 2008. 406 с.
- Behrendt H., Dannowski R. Nutrients and heavy metals in the Odra River system. Germany: Weissensee Verlag Publ. 2007. 337 p.
- Guidelines for the compilation of waterborne pollution to the Baltic Sea (PLC-water). Helsinki, Finland: HELCOM Publ. 2005. 80 p.

- Venohl M., Donohue I., Fogelberg S., Arheimer D., Irvine K., Behrendt H. Nitrogen retention in a river system and effects of river morphology and lakes // *Water Sciences & Technology*. 2005. Vol. 51 (3–4). P. 19–29.
- Vink R., Behrendt H. Heavy metal transport in large river systems: heavy metals emission and load in the Rhine and Elbe river basins // *Hydrol. Process*. 2002, № 16. P. 3227–3244.
- <http://ab-centre.ru/>
- <http://www.gks.ru>
- <http://www.statdata.ru/naselenie/yaroslavskoi-oblasti>

REFERENCES

- Babanazarova O.V., Karmajer R., Sidelev S.I., Aleksandrina E.M., Saharova E.G. Struktura fitoplanktona i sodержanie mikrocinov v vysokoevtrifnom ozere Nero [Phytoplankton structure and microcystin content in highly eutrophic lake Nero]. *Vodnyie resursy*, 2011, vol. 38, no 2, pp. 223–231. (In Russian)
- Behrendt H., Dannowski R. *Nutrients and heavy metals in the Odra River system*. Germany, Weissensee Verlag Publ. 2007. 337 p.
- Bikbulatov E.S., Bikbulatova E.M., Litvinov A.S., Poddubnyj S.A. *Hydrology and hydrochemistry of Lake Nero*. Rybinsk: Izd-vo OAO “Rybinskij dom pečati”, 2003, 192 p. (In Russian)
- Bryuhanov A.Yu., Kondrat'ev S.A., Oblomkova N.S., Oguzdin A.S., Subbotin I.A. Metodika opredeleniya biogennoj nagruzki sel'skohozyajstvennogo proizvodstva na vodnye ob'ekty [Methodology for determining the biogenic load of agricultural production on water bodies]. *Tekhnologii i tekhnicheskie sredstva mekhanizirovannogo proizvodstva produkcii rastenievodstva i zhivotnovodstva*, 2016, no 89, pp. 175 – 183. (In Russian)
- Bryuhanov A.Yu., Maksimov D.A., Huhta H., Vasil'ev E.V., Minin V.B., Subbotin I.A. *Recommendations for the organization and conduct of industrial environmental control systems for processing and using manure (manure)*. The order of development of Technological regulations. SPb.: SZNIIMESKH, 2012, 53 p. (In Russian)
- Bryuhanov A.Yu., SHalavina E.V., Vasil'ev E.V. Metodika ukрупnennoj ocenki sutochnogo i godovogo vyhoda navoza/pometa [Method of integrated assessment of daily and annual manure/manure yield]. *Molochnohozyajstvennyj vestnik*, 2014, no 1 (13), pp. 78–85. (In Russian)
- Guidelines for the compilation of waterborne pollution to the Baltic Sea (PLC-water)*. Helsinki, Finland: HELCOM Publ., 2005, 80 p.
- Kondrat'ev S.A. *Formation of external load on water bodies: problems of modeling*. SPb.: Nauka, 2007. 253 p. (In Russian)
- Kondrat'ev S.A., Bryuhanov A.Yu., Terekhov A.V. Struktura poverhnosti vodosbora kak opredelyayushchij faktor biogennoj nagruzki na vodoem (po dannym matematicheskogo modelirovaniya) [Catchment surface structure as a determining factor of biogenic load on the reservoir (according to mathematical modeling data)]. *Voprosy geografii*, 2018, issue 145, pp. 89–108. (In Russian)
- Kondrat'ev S.A., Golosov S.D., Zverev I.S., Ryabchenko V.A., Dvornikov A.Yu. *Modeling of abiotic processes in the catchment-reservoir system (on the example of lake Peipus)*. SPb.: Nestor-Istoriya, 2010. 116 p. (In Russian)
- Kondrat'ev S.A., Shmakova M.V. *Mathematical modeling of mass transfer in the catchment – watercourse – reservoir system*. SPb.: Nestor-Istoriya, 2019. 248 p. (In Russian)
- MD-APK 1.10.15.02-2008 *Guidelines for the technological design of systems for the removal and preparation for use of manure and manure*. M.: Minsel'hoz RF, 2008. (In Russian)
- Otchet o nauchno-issledovatel'skoj rabote “Ocenka sovremennogo sostoyaniya ozera Nero v Rostovskom municipal'noi okruge Yaroslavskoj oblasti” (zaklyuchitel'nyj) [Report on the research work “Assessment of the current state of lake Nero in the Rostov municipal district of the Yaroslavl region” (final)]., Yaroslavl': Yaroslavskij gosudarstvennyj universitet im. Demidova, 2011, 45 p. (In Russian)
- Pozdnyakov Sh.R., Kondrat'ev S.A., Tarbaeva V.M., SHmakova M.V., Bryuhanov A.Yu., Vorob'yova E.A., Oblomkova N.S. Nauchnoe obosnovanie vypolneniya rekomendacij HELKOM po snizheniyu biogennoj nagruzki na Finskij zaliv so storony Rossii [Scientific justification for the implementation of HELCOM recommendations to reduce the biogenic load on the Gulf of Finland from Russia]. *Vestnik SPbGU, Ser. 7. Geologiya. Geografiya*, 2016, issue 4, pp. 53–65. (In Russian)
- Sostoyanie ekosistemy ozera Nero v nachale XXI veka* [State of the lake Nero ecosystem at the beginning of the XXI century]. M., Nauka, 2008. 406 p. (In Russian)
- Venohl M., Donohue I., Fogelberg S., Arheimer D., Irvine K., Behrendt H. Nitrogen retention in a river system and effects of river morphology and lakes. *Water Sciences & Technology*, 2005, vol. 51 (3–4), pp. 19–29.
- Vink R., Behrendt H. Heavy metal transport in large river systems: heavy metals emission and load in the Rhine and Elbe river basins. *Hydrol. Process*, 2002, no. 16, pp. 3227–3244.
- Vremennye metodicheskie rekomendacii po prognozirovaniyu himicheskogo sostava poverhnostnyh vod s uchetom pereraspredeleniya stoka* [Temporary guidelines for predicting the chemical composition of surface waters, taking into account the redistribution of runoff]. L.: Gidrometeoizdat, 1988. 56 p. (In Russian)
- <http://ab-centre.ru/>
- <http://www.gks.ru>
- <http://www.statdata.ru/naselenie/yaroslavskoi-oblasti>

ABIOTIC FACTORS AFFECTING THE ECOLOGICAL STATE OF LAKE NERO ACCORDING TO MATHEMATICAL MODELING. 1. NUTRIENT LOAD FROM THE CATCHMENT AREA

Sh. R. Pozdnyakov, S. A. Kondratyev, M. V. Shmakova

Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences

196105, Sevastyanova str., 9, Saint Petersburg, e-mail: tbgmaster@mail.ru

Reducing the external load is an uncontested method of reducing the rate of anthropogenic eutrophication of the lake, since the possibilities of real impact aimed at reducing the internal load over a large area are extremely limited. The purpose of this study is a quantitative assessment of the external load of nitrogen and phosphorus on Lake Nero from the drainage basin in modern conditions. The assessment of the nutrient load from the drainage area of Lake Nero was carried out according to the mathematical model of the formation of the nutrient load, developed at the Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences. The model is designed to solve problems related to the quantitative assessment of the external load on water bodies, formed by point and nonpoint sources of pollution, forecast of its change under the influence of possible anthropogenic and climatic changes, taking into account the influence of hydrological factors and the retention of nutrients by the catchment and the hydrographic network. It was found that the load on the aquatic area from the catchment is 51.5 t P/year and 585.5 t N/year, of which 36.0 t P/year (70% of the total load on the lake) and 176.5 t N/year (30%) go directly to lake from coastal settlements. Provided that the entire population is connected to treatment facilities and the introduction of best available technologies (BAT) for agriculture, according to a numerical experiment, the load will decrease by 23% for total phosphorus and 19% for total nitrogen.

Keywords: nutrient load, reservoir, catchment area, modeling

АБИОТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕРА НЕРО ПО ДАННЫМ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ. 2. ДВУХФАЗНЫЙ МАССООБМЕН В АКВАТОРИИ

Ш. Р. Поздняков, С. А. Кондратьев, М. В. Шмакова

Институт озераведения РАН,

196105, Санкт-Петербург, ул. Севастьянова, д. 9, e-mail: tbgmaster@mail.ru

Поступила в редакцию 5.08.2020

Для мелководного оз. Неро выполнены расчеты течений, переноса наносов и интенсивности перестроения дна в различных гидрометеорологических ситуациях. Вычисления проводились по двумерной модели течений и транспорта наносов в мелководном водоеме и аналитической формуле расхода наносов, разработанных в Институте озераведения РАН. Проведены численные эксперименты с целью оценки возможных последствий реализации двух проектных решений, имеющих целью улучшение водообмена для оздоровления оз. Неро. Согласно первому решению планировалась выемка донных отложений в пределах городской черты г. Ростова с целью увеличения глубин в прибрежной зоне озера. Расчеты показали, что для участка акватории с углубленным дном скорости течения уменьшаются в несколько раз (в некоторых областях до нулевых значений). Расход наносов незначительно вырастет непосредственно на участке углубления за счет увеличения площади поперечного сечения потока. То есть никакого положительного эффекта это мероприятие не принесет. Второе проектное предложение должно было быть направлено на увеличение транзитной способности продольного участка акватории от устья основного притока р. Сары до истока р. Вексы. Расчеты показали, что увеличение глубины на указанной траектории при сохранении переносимого количества водных масс также приведет к уменьшению скорости течений. На основании проведенного моделирования, можно сделать вывод, что практические реализации представленных проектных решений не только не приведут к улучшению водообмена в озере, но и наоборот, будут способствовать образованию застойных зон, особенно для первого предложенного проектного решения.

Ключевые слова: водоем, моделирование, гидродинамика, наносы, течение, перестроение дна.

DOI: 10.47021/0320-3557-2020-28-37

ВВЕДЕНИЕ

Математическое моделирование массопереноса в водоеме является эффективным инструментом исследования различного рода гидродинамических процессов, происходящих как на поверхности, так и в толще акватории. При этом натурные наблюдения за гидродинамикой часто труднодоступны и дорогостоящи, а часто и невозможны. Современные моделирующие гидродинамические системы, как правило, реализуют комплексный подход к вычислению гидродинамического режима водного объекта с учетом ветрового воздействия, притоков и стоков, неоднородности подстилающей поверхности, турбулентного обмена, и т.д. При дополнении основной расчетной модели физически обоснованными уравнениями для расчета расхода наносов открываются перспективы вычисления динамики перестроения дна водных объектов, а также интенсивности их заиления. Представленная в данной работе двумерная модель гидродина-

мики и транспорта наносов в водоеме *IL_MTLake*, основанная на уравнениях мелкой воды и аналитической формуле расхода наносов, позволяет решать описанный выше круг задач для акватории оз. Неро.

Целью настоящей работы является оценка закономерностей и особенностей гидродинамического режима мелководного водоема с использованием 2D модели, а также проведение численных экспериментов по оценке текущего и прогнозного его состояния. В качестве прогнозных сценариев использованы два проекта по “восстановлению основных звеньев экологической цепи путем перевода водной экосистемы оз. Неро из гиперэвтрофного состояния с массовым развитием фитопланктона и низкой прозрачностью воды к менее эвтрофному статусу с более высокой прозрачностью воды и распространением высшей водной растительности” [Комплексная..., 2014 (Kompleksnaya ..., 2014)].

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Двумерная модель течений и транспорта наносов в мелководном водоеме *IL_MTLake* – *Institute of Limnology model of Mass Transport in shallow Lake* (Свидетельство о государственной

регистрации №2018615451 от 08.05.2018) разработана в Институте озераведения РАН на основе отечественного и зарубежного опыта моделирования течений и переноса примесей в водоемах

[Кондратьев, Шмакова, 2019 (Kondratyev, Shmakova, 2019); Blumberg, Mellor, 1987; Jørgensen, 1994; 2008; Hutter et al., 2011]. Модель основана на совместном решении уравнений мелкой воды в двумерной постановке [Филатов, 1983 (Filatov, 1983); Рахуба, 2012 (Rakhuba, 2012)] и аналитической формулы расхода наносов [Шмакова, 2018 (Shmakova, 2018)], что позволяет вычислить изменения морфометрических характеристик ложа водохранилища. Параметры аналитической формулы расхода наносов оцениваются по данным гидрометрических наблюдений на притоках в водоем либо определяются по ре-

кам-аналогам. Расчет переформирования дна водоема рассчитывается из соображений того, что при изменении гидродинамических характеристик потока меняется и его транспортирующий потенциал в отдельных ячейках. В зависимости от изменения транспортирующего потенциала соответствующая масса наносов или осаждается на дно, или, наоборот, вымывается с площади, характеризующейся размером ячейки. Слой аккумуляции или размыва, мм рассчитывается по формуле, рекомендуемой в [Рекомендации..., 2006 (Rekomendacii..., 2006)].

МАТЕРИАЛЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

На основе представленной выше двумерной модели гидродинамики и транспорта наносов в водоеме [Кондратьев, Шмакова, 2019 (Kondrat'ev, Shmakova, 2019)] выполнено подробное модельное исследование заиления мелководного оз. Неро. Средняя глубина озера – 1.5 м, площадь зеркала около 54.5 км². Средний уклон дна озера составляет 0.07°. Озеро Неро является зарегулированным водоемом – единственный сток из озера – р. Векса – перегороджена плотиной у с. Богородицкое. Основными притоками в озеро являются реки Сара и Ишня, а также около 19 рек и ручьев. Общая площадь водосбора р. Сара составляет около 63%: площади водосбора озера. Средний годовой расход р. Сара за 1999–2011 гг. равен 3.41 м³/с, расход р. Ишня примерно в пять раз меньше.

На всем протяжении озеро бурно зарастает водной растительностью, которая, ежегодно отмирая и оседая на дно, способствует обмелению озера. Также на обмеление озера влияют и наносы, поступающие в озеро с притоками. Наиболее интенсивно озеро зарастает в южной части. В среднем относительная площадь, покрытая макрофитами, находится в пределах 20–25% от общей площади озера. Водная растительность в общем виде представлена гелофитами, гидрофитами с плавающими листьями и погруженными гидрофитами [Бикбулатов, 2003 (Bikbulatov, 2003)].

Всего в акватории оз. Неро назначено 5417 расчетных точек. Шаг по времени составил 2 с, по пространству – 100 м. На стационарный режим расчета при $U=const$, $V=const$ модель выходит примерно через 30 тыс. расчетных шагов по времени.

В соответствии со схемой распределения растительности, приведенной в [Бикбулатов, 2003 (Bikbulatov, 2003)], для некоторых расчетных точек были назначены коэффициенты шероховатости, значения которых были приняты согласно рекомендациям И.Ф. Карасева

(для гелофитов и погруженных гидрофитов $n = 0.14$, для плавающих гидрофитов $n = 0.2$).

Регулярных наблюдений за расходами наносов на притоках оз. Неро не проводится. Поэтому, для калибровки параметров аналитической формулы расхода наносов были выбраны реки – аналоги со сходным гидравлическим режимом, расположенные в схожих физико-географических условиях, на которых проводятся относительно регулярные наблюдения за твердым стоком.

В табл. 1 приведен список рек, их характеристики и коэффициенты корреляции $r_{\text{Сара}}$ суточных расходов воды водотоков, выбранных в качестве возможных рек – аналогов для р. Сара. Расчеты проводились для периода 2008–2013 гг. Наиболее тесная связь суточных расходов воды наблюдается для рек Которость и Соть. По водности и среднему уклону водотока к р. Сара наиболее близка р. Соть, а по внутригодовой изменчивости (C_v) – р. Которость. Однако для калибровки параметров формулы расхода наносов соответствие водности реки имеет значительно большее значение, чем соответствие внутригодовой изменчивости. Поэтому в качестве реки-аналога для расчета расхода наносов р. Сара принята р. Соть.

Для расчета расхода наносов по аналитической формуле расхода наносов для разных периодов водности были приняты следующие значения параметров $c = 0$ кг/(м·с²); $f = 1.016$. В табл. 2 приведены наблюдаемые расходы воды и наносов [Гидрологический..., 1972; 1973; 1974 (Gidrologicheskij..., 1972; 1973; 1974)] и рассчитанные по формуле расходы наносов. Среднее относительное отклонение между рассчитанными $G_{\text{рас}}$ и наблюдаемыми $G_{\text{набл}}$ расходами наносов р. Соть – д. Верхний Жар составило 74% (рис. 1).

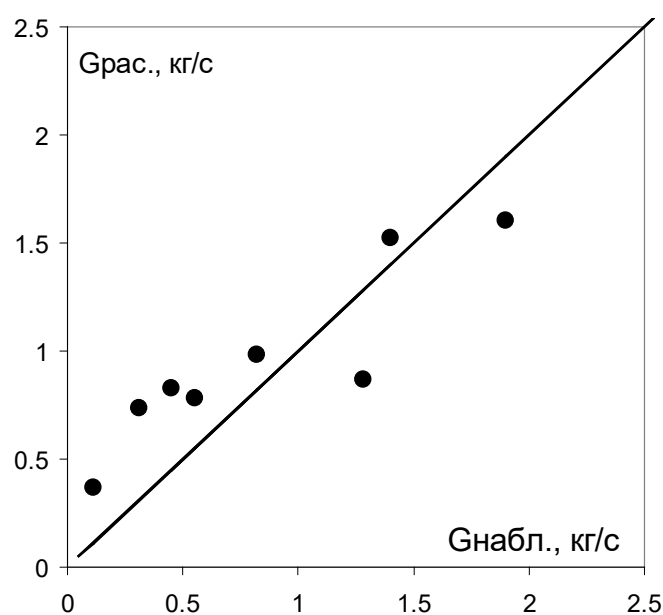
На рис. 1 приведены зависимости между наблюдаемыми и рассчитанными расходами наносов реки Сара для периода половодья.

Таблица 1. Характеристики р. Сары и ее возможных аналогов**Table 1.** Characteristics of River Sara and its possible analogues

Название водного объекта Name of the water body	Расстояние от устья, км Distance from the mouth, km	$F_{вдсб},$ км ²	$I,$ ‰/‰	$Q_{ср,сут},$ м ³ /с	C_v	$r_{Cара}$
р. Урдома – с. Белятино	4.8	345	2.1	3.14	3.16	0.74
р. Которосль – г. Гаврилов Ям	79.0	4980	0.3	35.02	1.32	0.83
р. Соть – д. Верхний Жар	59.0	683	1.1	5.98	2.9	0.84
р. Сара – пгт. Петровское	31.0	482	1.3	3.66	1.31	–

Таблица 2. Наблюдаемые расходы воды Q и наносов $G_{набл.}$, а также результаты расчетов по аналитической формуле расхода наносов $G_{рас.}$ **Table 2.** Observed discharge of water Q and sediment $G_{набл.}$ as well as the results of calculations using the analytical formula for sediment discharge $G_{рас.}$

$Q, \text{ м}^3/\text{с}$	$h, \text{ м}$	$G_{набл.}, \text{ кг/с}$	$G_{рас.}, \text{ кг/с}$	$\sigma, \%$
54.4	2.5	1.4	1.52	0.09
35.2	2.03	0.82	0.99	0.20
13.1	1.32	0.11	0.37	2.33
57.2	2.65	1.9	1.60	0.19
29.6	1.87	0.45	0.83	0.84
31	1.94	1.28	0.87	0.48
27.9	1.85	0.55	0.78	0.42
26.3	1.80	0.31	0.74	1.37

**Рис. 1.** Наблюдаемые и рассчитанные расходы наносов, кг/с, р. Соть – д. Верхний Жар.**Fig 1.** Observed and calculated sediment discharge, kg/s, Sot River – vil. Verkhniy Zhar.

РЕЗУЛЬТАТЫ МОДЕЛИРОВАНИЯ И ОБСУЖДЕНИЯ

На рис. 2 и 3 приведены карта глубин и рассчитанная плановая схема течений в акватории оз. Неро при стационарном режиме расчета. На рис. 4 представлено распределение скоростей течений для разных периодов водности. В целом, значения скорости течения воды в акватории невелики и не превышают несколько миллиметров в секунду. Максимальные значения скорости (несколько сантиметров в секунду) приходятся на места впадения основных притоков и исток р. Векса, а также участок тран-

зитного движения водных масс между притоками и р. Векса.

Очевидно, что водность притоков оказывает непосредственное воздействие на распределение и значения скоростей течений, расходов наносов в акватории и переформирование дна озера. Более интенсивная циркуляция водных масс и твердого вещества приходится на весеннее половодье. В этот период увеличиваются как значения средних скоростей течения и расходов наносов в акватории, так и территории охвата водоема этой циркуляцией.

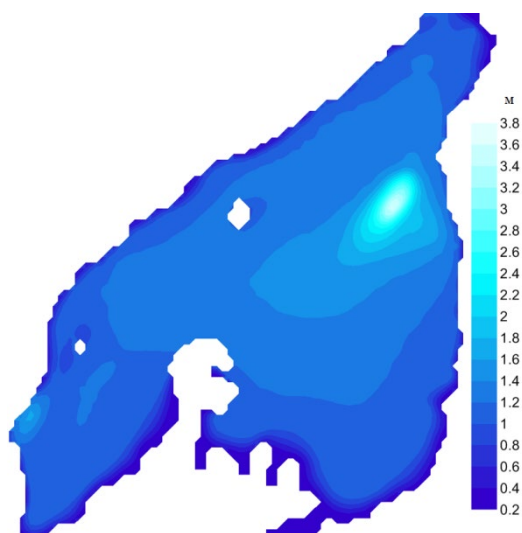


Рис. 2. Карта глубин оз. Неро.

Fig. 2. Map of the depths of Lake Nero.

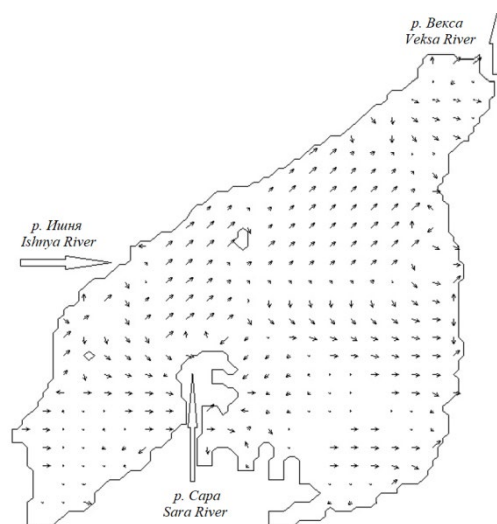


Рис. 3. Плановая схема течений на поверхности акватории оз. Неро при стационарном режиме расчета при расходе воды р. Сара $6.7 \text{ m}^3/\text{c}$.

Fig. 3. Scheme of stationary currents in Lake Nero, water discharge of River Sara – $6.7 \text{ m}^3/\text{s}$.

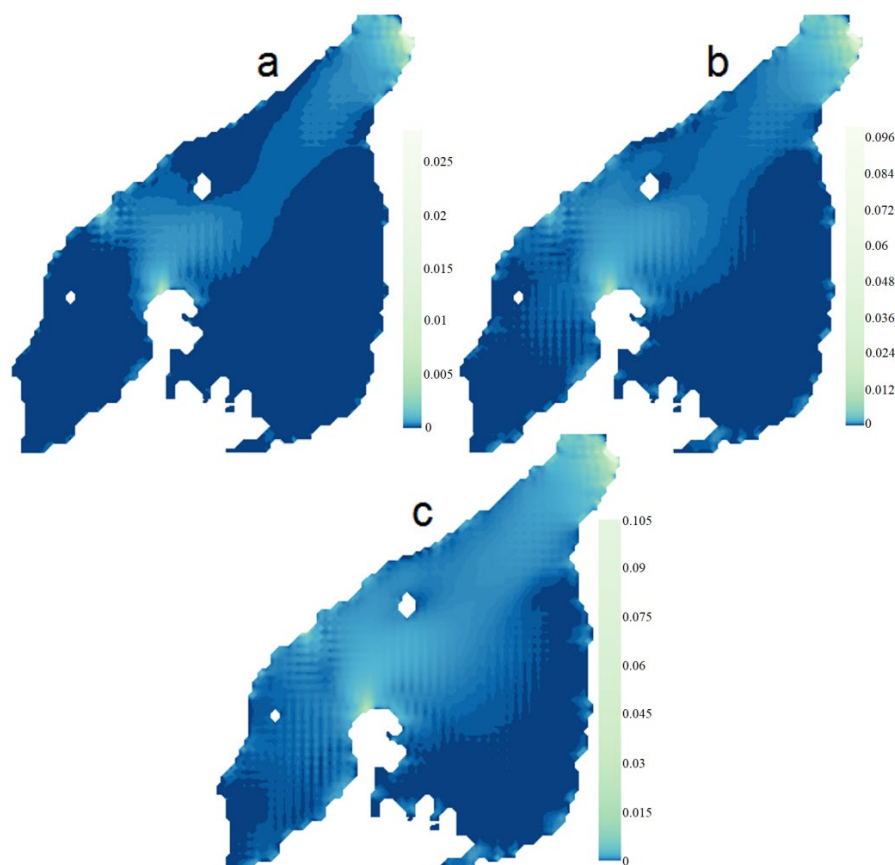


Рис. 4. Распределение скоростей течений (м/с) в акватории оз. Неро при расходе р. Сара $1.7 \text{ m}^3/\text{c}$ (a), $3.7 \text{ m}^3/\text{c}$ (b), $6.7 \text{ m}^3/\text{c}$ (c).

Fig. 4. Distribution of current velocities (m/s) in the aquatic area of Lake Nero, water discharge of River Sara – $1.7 \text{ m}^3/\text{s}$ (a), $3.7 \text{ m}^3/\text{s}$ (b), $6.7 \text{ m}^3/\text{s}$ (c).

На рис. 5 представлено распределение расхода наносов (кг/с) в акватории оз. Неро для разных периодов водности. Распределение

расхода наносов повторяет распределение скоростей течения. Наибольшие значения расхода наносов приходятся на участки повышенной

скорости воды (впадения рек Сара и Ишня и место руслового сужения – р. Векса) и участок транзитного переноса твердого вещества через акваторию от устья впадающих рек до истока р. Вексы. Значения расходов наносов невелики и не превышают нескольких грамм в секунду. Это объясняется крайне малыми скоростями течения.

Особенности морфометрии оз. Неро, расположение притоков и стока относительно друг друга способствуют неравномерному распределению поступивших с притоками речных наносов. Последнее влияет на значения расходов наносов и на неравномерное переформирования дна озера. Очевидно, что распределение речных наносов

определяется течениями притоков, наиболее выраженными в западной и южной частях водоема. Расчеты показали, что наибольшая интенсивность донных переотложений наносов приходится на места впадения притоков и участки транзитного переноса наносов. Переформирование дна поступающими из притоков речными наносами невелико по интенсивности и охватывает лишь пути транзитного перемещения наносов. Это вызвано малыми значениями скорости воды и, как следствие, слабой циркуляцией водных масс в акватории. Однако, учитывая небольшую глубину водоема, на перераспределение поступающих в водоем речных наносов значительное влияние оказывает ветровое перемешивание.

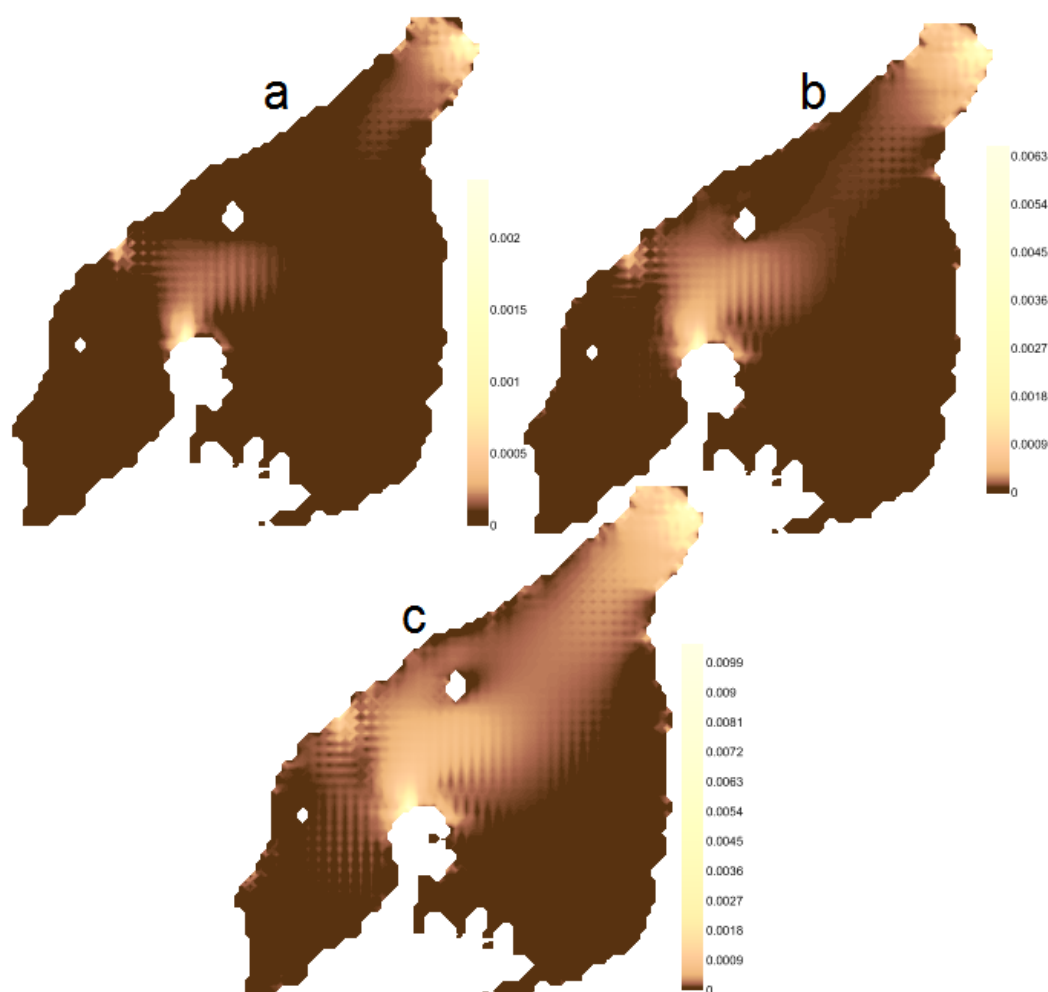


Рис. 5. Схема распределения расхода наносов (кг/с) в акватории оз. Неро при расходе р. Сара $1.7 \text{ м}^3/\text{с}$ (а), $3.7 \text{ м}^3/\text{с}$ (б), $6.7 \text{ м}^3/\text{с}$ (с).

Fig. 5. Distribution of sediment discharge (kg / s) in the aquatic area of Lake Nero, water discharge of River Sara – $1.7 \text{ м}^3/\text{с}$ (a), $3.7 \text{ м}^3/\text{с}$ (b), $6.7 \text{ м}^3/\text{с}$ (c).

В среднем по акватории за год согласно расчетам по модели заиливание речными наносами двух притоков – рек Ишня и Сара – составляет около 0.5 мм в год, что не противоречит данным прежних исследований [Бикбулатов, 2003 (Bikbulatov, 2003)].

На рис. 6 приведены карты расхода наносов при задании постоянного по направлению и скорости ветра при расходе р. Сара $6.7 \text{ м}^3/\text{с}$. Для численного эксперимента выбраны два доминирующих в летний период направление ветра – северное и юго-западное, при постоян-

ной скорости 5.0 м/с [Бикбулатов, 2003 (Bikbulatov, 2003)]. Согласно данным наблюдений за планом течений в озере, так и по результатам математического моделирования, проведенного другими исследователями [Бикбулатов, 2003 (Bikbulatov, 2003)] при ветре северных направлений у западного берега формируется циклонический круговорот воды (против часовой стрелки), у восточного – антициклонический. При ветрах южных направлений положение

круговоротов остается прежним за изменением направлений на противоположные.

Более активная циркуляция водных масс при указанных ветрах приводит к изменению циркуляции и твердого вещества в акватории (рис. 6). Почти во всех частях озера происходит взмучивание донных отложений, однако значение расхода наносов остается в пределах нескольких десятков грамм в секунду.

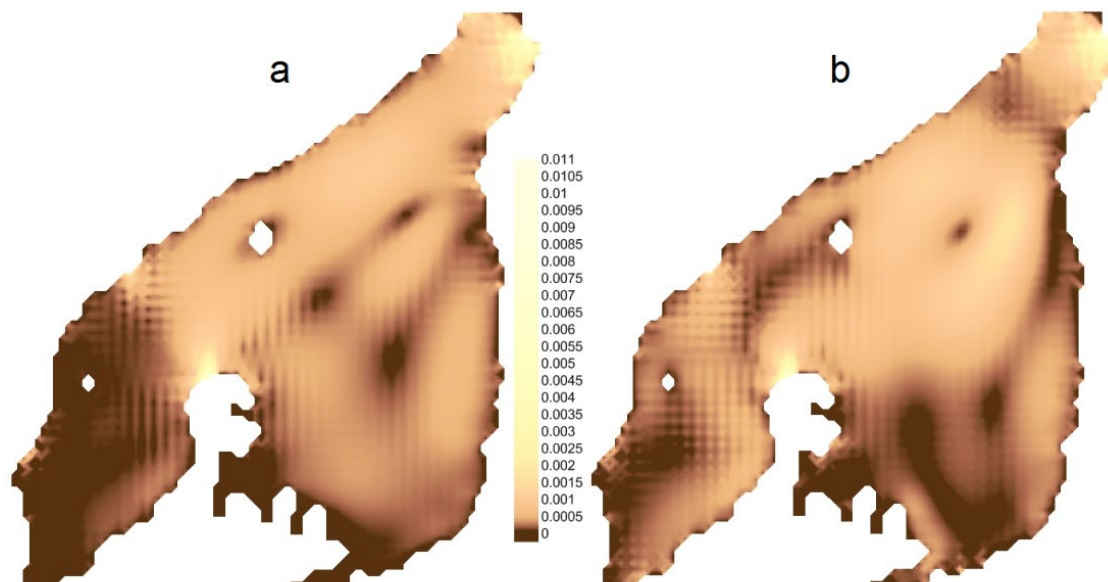


Рис. 6. Распределение расходов наносов (кг/с) в акватории оз. Неро при расходе воды р. Сара $6.7 \text{ м}^3/\text{с}$ при юго-западном ветре 5 м/с (а) и при северном ветре 5 м/с (б).

Fig. 6. Distribution of sediment discharge (kg/s) in the aquatic area of Lake Nero, water discharge of River Sara – $6.7 \text{ м}^3/\text{с}$ with a southwest wind of 5 m/s (a) and with a north wind of 5 m/s (b).

С использованием модели были проведены численные эксперименты с целью оценки полей течений при реализации двух проектных решений для улучшения водообмена и оздоровления оз. Неро. Расчеты выполнялись для периода средней водности, что соответствует расходу р. Сара $3.7 \text{ м}^3/\text{с}$.

Первое проектное решение [Комплексная..., 2014 (Kompleksnaya..., 2014)] предполагало расчистку дна озера в черте г. Ростов и выемку донного грунта. При выполнении расчетов исходные глубины были скорректированы согласно схеме на рис. 7. На северо-западном участке акватории, ограниченном зеленой линией, глубины были увеличены на 0.5 м. На рис. 8 приведены значения глубин, распределение скоростей течения и распределение разности расходов наносов (расход наносов, полученный при численном эксперименте, за вычетом расхода наносов при естественном режиме ($G_{\text{ч.э.}} - G$)) в акватории оз. Неро.

Как и следовало ожидать, для участка акватории с углубленным дном скорости тече-

ния уменьшаются в несколько раз (в некоторых областях до нулевых значений) Расход наносов же за счет увеличения площади поперечного сечения незначительно вырастет непосредственно на участке углубления. Тогда как на продольной границе этого участка с нетронутой областью значения расхода наносов уменьшаются. Это вызвано уменьшением скоростей течения на этом участке.

Второе проектное предложение направлено на увеличение транзитной способности продольного участка акватории от устья р. Сары до истока р. Вексы. Таким образом, для второго численного эксперимента на указанном участке был назначен канал с соответствующим увеличением глубины на всем протяжении на 0.5 м. На рис. 9 приведены глубины, распределение скоростей течения и распределение разности расходов наносов (расход наносов, полученный при численном эксперименте, за вычетом расхода наносов при естественном режиме ($G_{\text{ч.э.}} - G$)) в акватории оз. Неро.

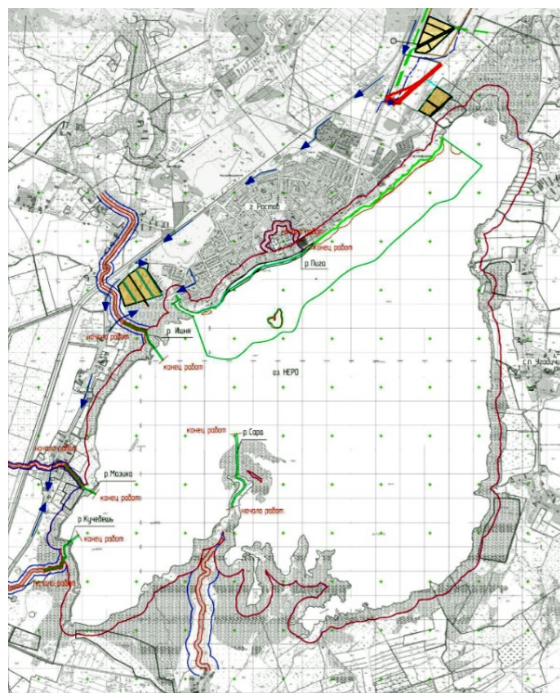


Рис. 7. Схема оз. Неро с обозначенным участком дноуглубительных работ (зеленая линия в черте г. Ростов).

Fig. 7. Scheme of Lake Nero with a designated dredging area (green line within the city of Rostov).

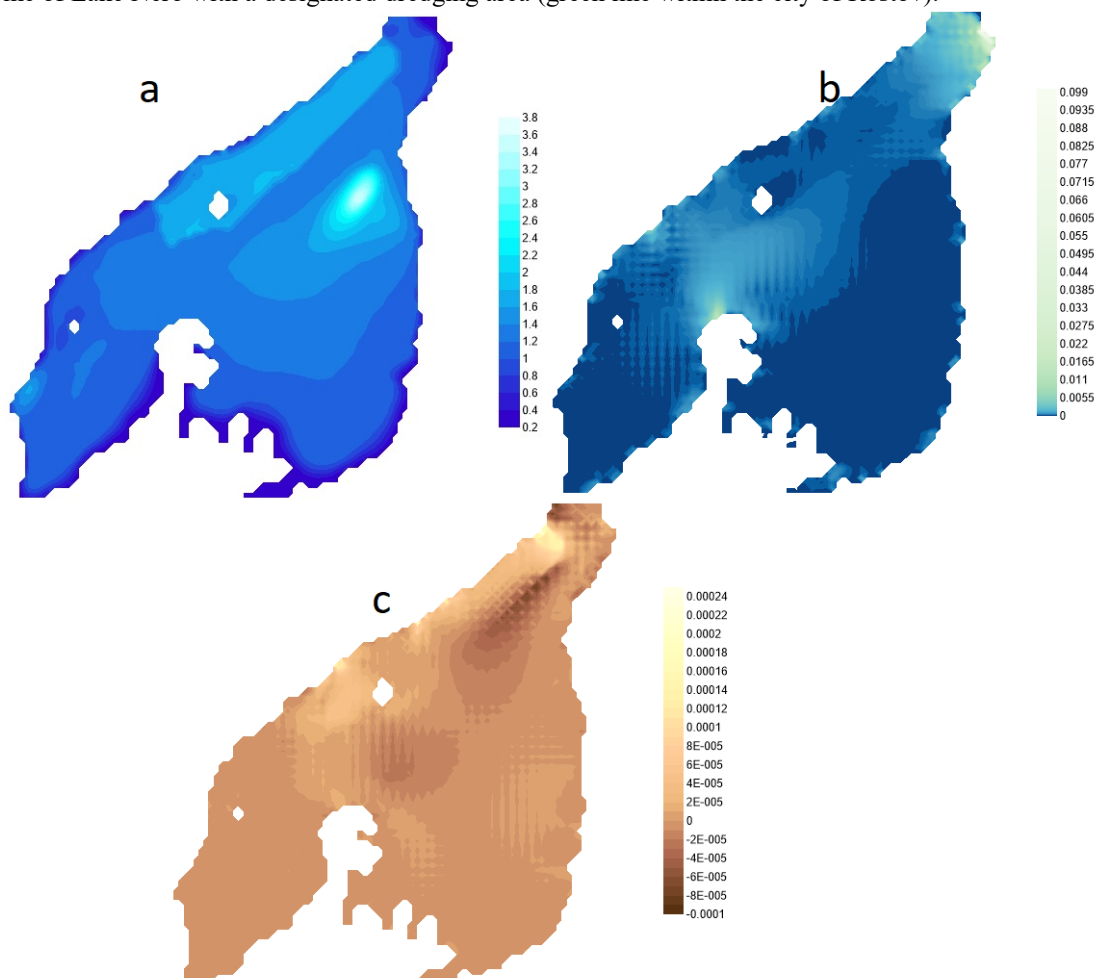


Рис. 8. Карта глубин оз. Неро для численного эксперимента, м (a); распределение скоростей течения в акватории оз. Неро, м/с (b); распределение разности расходов наносов ($G_{q,3} - G$), кг/с (c).

Fig. 8. Map of the depths of Lake Nero for the numerical experiment, m (a); distribution of current velocities in the aquatic area of Lake Nero, m/s (b); distribution of the difference in sediment discharge ($G_{q,3} - G$), kg/s (c).

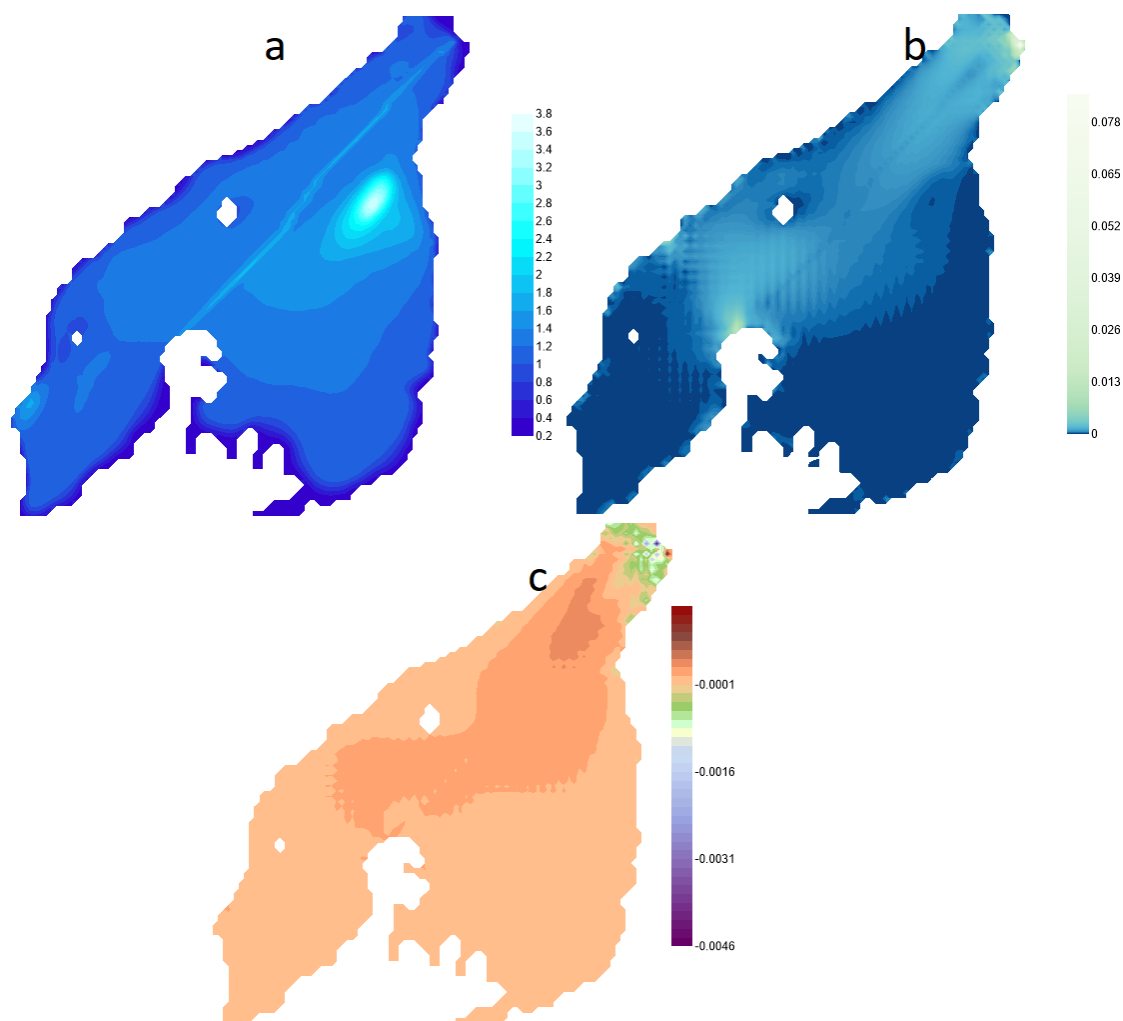


Рис. 9. Карта глубин оз. Неро для численного эксперимента, м (а); распределение скоростей течения в акватории оз. Неро, м/с (b); распределение разности расходов наносов ($G_{ч.э.} - G$), кг/с (с).

Fig. 9. Map of the depths of Lake Nero for the numerical experiment, m (a); distribution of current velocities in the aquatic area of Lake Nero, m/s (b); distribution of the difference in sediment discharge ($G_{ч.э.} - G$), kg/s (c).

Очевидно, что увеличение глубины при сохранении переносимого количества водных масс приведет к уменьшению скорости, что иллюстрирует распределение течений

на рис. 9. Уменьшение скорости определит и незначительное уменьшение значения расхода наносов (рис. 9) на несколько грамм в секунду.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

С использованием модели *IL_MTLake*, адаптированной к условиям оз. Неро, проведены численные эксперименты с целью оценки возможных последствий реализации двух проектных решений, имеющих целью улучшение водообмена и оздоровления оз. Неро. Согласно первому решению планировалась выемка донных отложений в пределах городской черты города Ростова с целью увеличения глубин в прибрежной зоне озера. Как и следовало ожидать, расчеты показали, что для участка акватории с углубленным дном скорости течения уменьшаются в несколько раз (в некоторых областях до нулевых значений). Расход наносов же за счет увеличения площади поперечного сечения потока незначительно вырастет непосредственно на участке углубления.

То есть никакого положительного эффекта это мероприятие не принесет. Второе проектное предложение должно было быть направлено на увеличение транзитной способности продольного участка акватории от устья основного притока р. Сары до истока р. Вексы. Расчеты показали, что увеличение глубины на указанной траектории при сохранении переносимого количества водных масс также приведет к уменьшению скорости течений. На основании проведенного моделирования, можно сделать вывод, что практические реализации представленных проектных решений не только не приведут к улучшению водообмена в озере, но и наоборот, будут способствовать образованию застойных зон (особенно для первого проектного решения).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Литвинов А.С., Поддубный С.А. Гидрология и гидрохимия озера Неро. Рыбинск: Изд-во ОАО “Рыбинский дом печати”. 2003. 192 с.
- Гидрологический ежегодник. 1972. Т.4. Бассейн Каспийского моря (без Кавказа и Средней Азии). Выпуск 1–3. (Бассейн р. Волга до г. Чебоксары. Бассейн р. Ока). Горький: Верхне-Волжское УГМС. 1974. 454 с.
- Гидрологический ежегодник. 1973. Т.4. Бассейн Каспийского моря (без Кавказа и Средней Азии). Выпуск 1–3. (Бассейн р. Волга до г. Чебоксары. Бассейн р. Ока). Горький: Верхне-Волжское УГМС. 1975. 458 с.
- Гидрологический ежегодник. 1974. Т.4. Бассейн Каспийского моря (без Кавказа и Средней Азии). Выпуск 1–3. (Бассейн р. Волга до г. Чебоксары. Бассейн р. Ока). Горький: Верхне-Волжское УГМС. 1977. 466 с.
- Комплексная экологическая реабилитация озера Неро в Ростовском районе Ярославской области. Проектная документация. Раздел 1. Пояснительная записка – ООО Форватер, 2014, 50 с.
- Кондратьев С.А., Шмакова М.В. Математическое моделирование массопереноса в системе водосбор – водоток – водоем. СПб: Нестор-История, 2019. 248 с.
- Рахуба А.В. Гидроэкологические исследования водных объектов с использованием измерительно-вычислительной системы “Хитон – Волна” // Информационно-вычислительные технологии и их приложения. Пенза: РИО ПГСХА. 2012. С. 64 – 68.
- Рекомендации по прогнозу трансформации русла в нижних бьефах гидроузлов СО 34.21.204-2005. ОАО “ВНИИГ им. Б.Е. Веденеева”. СПб. 2006.
- Филатов Н.Н. Динамика озер. Л.: Гидрометеиздат. 1983. 166 с.
- Шмакова М.В. Расчеты твердого стока рек и заилиения водохранилищ. СПб: ВВМ, 2018. 149 с.
- Blumberg A.F., Mellor G.L. A description of a three-dimensional coastal ocean circulation model // In: Heaps N. (Ed.) Three-dimensional Coastal Ocean Models. Washington: Wiley. 1987. 208 p.
- Hutter K., Wang Y., Chubarenko I. Physics of Lakes // Foundation of the Mathematical and Physical Background // Springer Verlag. Berlin. Heidelberg. 2011. Vol. 1. 434 p.
- Hutter K., Wang Y., Chubarenko I. Physics of Lakes // Foundation of the Mathematical and Physical Background // Springer Verlag. Berlin. Heidelberg. 2011. Vol. 2. 646 p.
- Jørgensen S.E. Fundamentals of Ecological Modelling. Amsterdam: Elsevier. 1994. P. 450.
- Jørgensen S.E. Overview of the model types available for development of ecological models // Ecol. Modelling. 2008. Vol. 215. P. 3–9.

REFERENCES

- Bikbulatov E.S., Bikbulatova E.M., Litvinov A.S., Poddubnyj S.A. *Gidrologiya i gidrokhimiya ozera Nero* [Hydrology and hydrochemistry of lake Nero]. Rybinsk: Izd-vo ОАО “Rybinskij dom pečhati”, 2003. 192 p. (In Russian)
- Blumberg A.F., Mellor G.L. *A description of a three-dimensional coastal ocean circulation model*. In: Heaps N. (Ed.) Three-dimensional Coastal Ocean Models. Washington: Wiley, 1987, 208 p.
- Filatov N. N. *Dinamika ozer* [Dynamics of lakes]. L.: Hydrometeoizdat, 1983. 166 p. (In Russian)
- Gidrologičeskij ezhegodnik* [Hydrological Yearbook], 1972, vol. 4, basin of the Caspian sea (without the Caucasus and Central Asia). Issue 1–3. (Pool p. Volga to Cheboksary. The river basin Oka). Gorky, Verkhne-Volzhskoe UGMS, 1974. 454 p. (In Russian)
- Gidrologičeskij ezhegodnik* [Hydrological Yearbook], 1973, vol. 4, basin of the Caspian sea (without the Caucasus and Central Asia). Issue 1–3. (Pool p. Volga to Cheboksary. The river basin Oka). Gorky, Verkhne-Volzhskoe UGMS, 1975. 458 p. (In Russian)
- Gidrologičeskij ezhegodnik* [Hydrological Yearbook], 1974, vol. 4, basin of the Caspian sea (without the Caucasus and Central Asia). Issue 1–3. (Pool p. Volga to Cheboksary. The river basin Oka). Gorky, Verkhne-Volzhskoe UGMS, 1977. 466 p. (In Russian)
- Hutter K., Wang Y., Chubarenko I. Physics of Lakes. Foundation of the Mathematical and Physical Background. Springer Verlag. Berlin. Heidelberg. 2011. Vol. 1. 434 p.
- Hutter K., Wang Y., Chubarenko I. Physics of Lakes. Foundation of the Mathematical and Physical Background. Springer Verlag. Berlin. Heidelberg. 2011. Vol. 2. 646 p.
- Jørgensen S.E. Fundamentals of Ecological Modelling. Amsterdam: Elsevier. 1994. P. 450.
- Jørgensen S.E. Overview of the model types available for development of ecological models. Ecol. Modelling. 2008. Vol. 215. P. 3–9.
- Kompleksnaya ekologičeskaya rehabilitacija ozera Nero v Rostovskom rajone Jaroslavskoj oblasti. Proektnaya dokumentacija. Razdel 1. Poyasnitel'naya zapiska* [Comprehensive ecological rehabilitation of lake Nero in the Rostov region of the Yaroslavl region. Project documentation. Section 1. Explanatory note]. LLC Forvater, 2014, 50 p. (In Russian)
- Kondrat'ev S.A., Shmakova M.V. *Mathematical modeling of mass transfer in the catchment – watercourse – reservoir system*. Saint Petersburg: Nestor-Istoriya, 2019. 248 p. (In Russian)
- Rahuba A.V. *Gidroekologičeskije issledovaniya vodnyh ob'ektov s ispol'zovaniem izmeritel'no-vychislitel'noj sistemy “Hiton – Volna”* [Hydroecological studies of water bodies using the “Chiton – Wave” measuring and computing system]. *Informacionno-vychislitel'nye tekhnologii i ih prilozheniya*. Penza: RIO PGSKHA. 2012, pp. 64–68. (In Russian)

- Rekomendacii po prognozu transformacii rusla v nizhnih b'efah gidrouzlov SO 34.21.204-2005* [Recommendations for the forecast of riverbed transformation in the lower reaches of waterworks FROM 34.21.204-2005]. Saint Petersburg: "VNIIG by B. E. Vedeneev", 2006. (In Russian)
- Shmakova M. V. *Raschety tverdogo stoka rek i zaileniya vodohranilishch* [Calculations of solid river flow and siltation of reservoirs]. Saint Petersburg: VVM, 2018. 149 p. (In Russian)

ABIOTIC FACTORS AFFECTING THE ECOLOGICAL STATE OF LAKE NERO ACCORDING TO MATHEMATICAL MODELING. 2. TWO-PHASE MASS TRANSFER IN THE WATER AREA

Sh. R. Pozdnyakov, S. A. Kondratyev, M. V. Shmakova

*Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences
196105, Sevastyanova str., 9, Saint Petersburg, e-mail: tbgmaster@mail.ru*

For the shallow Lake Nero, calculations of currents, sediment transport and the intensity of bottom reformation in various hydrometeorological situations were performed. The calculations were carried out using a two-dimensional model of currents and sediment transport in a shallow reservoir and an analytical formula for sediment discharge developed at the Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences. Numerical experiments have been carried out to assess the possible consequences of the implementation of two design solutions aimed at improving water exchange for the recovery of Lake Nero. According to the first decision, it was planned to excavate bottom sediments within the city limits of Rostov in order to increase the depths in the coastal zone of the lake. Calculations showed that for a section of the water area with a deep bottom, the current velocities decrease several times (in some areas, to zero values). The sediment rate will slightly increase directly in the deepening section due to the increase in the cross-sectional area of the flow. Therefor this event will not bring any positive effect. The second project proposal was to be aimed at increasing the transit capacity of the longitudinal section of the aquatic area from the mouth of the main tributary of Sara River to the inflow of Veksa River. Calculations have shown that an increase in depth along the indicated trajectory while maintaining the transferred amount of water masses will also lead to a decrease in the speed of currents. Based on the simulation, it can be concluded that the practical implementation of the presented design solutions will not lead to an improvement in water exchange in the lake, but also vice versa, will contribute to the formation of stagnant zones, especially for the first proposed design solution.

Keywords: reservoir, modeling, hydrodynamics, sediments, current, bottom reshaping

Водные растения

УДК 574.52

РАСТИТЕЛЬНЫЙ ПОКРОВ МЕЛКОВОДНОГО ГИПЕРТРОФНОГО ОЗЕРА В РАЗЛИЧНЫХ ГИДРОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ

А. Г. Русанов, А. В. Терехов

Институт озерадения Российской академии наук,

196105, Санкт-Петербург, ул. Севастьянова, дом 9, e-mail: a_rusanov@yahoo.com

Поступила в редакцию 10.08.2020

Приводится сравнение структуры растительного покрова мелководного гипертрофного оз. Неро (Ярославская обл.) в различных гидрологических условиях: в период пониженной водности 2002–2004 гг. и в многоводный 2017 г. Общая площадь зарастания макрофитами выросла с 14.8 км² в 2000–2004 гг. до 15.8 км² в 2017 г. Соответственно, степень зарастания озера увеличилась с 27% до 29%. Увеличение зарастания озера произошло за счет гелофитов, площадь зарослей которых возросла с 8.4 км² до 11.2 км². Площадь зарослей погруженных гидрофитов за тот же период снизилась с 5.4 км² до 3.6 км². Наиболее сильно (в 2.6 раза) упала площадь *Potamogeton perfoliatus* в центральной части озера. Напротив, площадь *Ceratophyllum demersum* и *Myriophyllum verticillatum* на мелководьях южной части озера осталась практически без изменений. Анализ литературы и собственных данных показал, что подъем уровня воды, благодаря вводу в действие плотины на р. Векса в 1980-е годы и влиянию климатических факторов, снижал распространение погруженной растительности. Таким образом, высокий уровень воды является одним из механизмов поддержания экосистемы оз. Неро в состоянии низкой прозрачности воды и доминирования фитопланктона.

Ключевые слова: погруженные гидрофиты, площадь покрытия, альтернативные стабильные состояния, климатические факторы.

DOI: 10.47021/0320-3557-2020-38-48

ВВЕДЕНИЕ

Антропогенное эвтрофирование относится к наиболее широко распространенным причинам ухудшения экологического состояния мелководных озер. Увеличение биогенной нагрузки приводит к переходу экосистемы мелководного водоема из состояния доминирования макрофитов с высокой прозрачностью воды в состояние с более эвтрофным статусом, характеризующее массовым развитием фитопланктона и низкой прозрачностью воды [Scheffer et al., 1993; Jackson, 2003]. Тот факт, что подобные переходы могут происходить в широком диапазоне концентрации фосфора, указывает на существование других факторов, помимо биогенных веществ, ответственных за трансформацию мелководных озер [Scheffer, 2001]. Одним из таких факторов, отвечающих за переключение экосистемы из одного альтернативного стабильного состояния в другое, является гидрологический режим [Blindow et al., 1993]. Подъем уровня воды в мелководных эвтрофных водоемах и сопровождающее его ухудшение условий подводной освещенности может приводить к резкому сокращению обилия погруженных растений, способствуя массовому развитию фитопланктона и снижению прозрачности воды [Scheffer, van Nes, 2007].

Озеро Неро (Ярославская область) – крупный мелководный водоем, находящийся на последней стадии олиготрофно-эвтрофной

сукцессии [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)]. По биомассе фитопланктона оз. Неро относится к категории гипертрофных водоемов [Ляшенко, Бабаназарова, 2008 (Lyashenko, Babanazarova, 2008)]. Оценка степени зарастания оз. Неро в 2002–2004 гг. показала, что, несмотря на высокий уровень развития фитопланктона, озеро характеризуется значительным зарастанием макрофитами [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)]. В работе В.Г. Папченкова и др. [2008 (Papchenkov et al., 2008)] было выявлено, что увеличение зарастания мелководий оз. Неро в многолетнем аспекте происходило, в основном, за счет зарослей тростника, указывая на выраженные процессы заболачивания озера [Папченков и др., 2008 (Papchenkov et al., 2008)]. В тоже время, установленная противоположная по направленности динамика отдельных видов погруженных макрофитов поднимает вопрос о роли гидрологического режима в зарастании оз. Неро, который остается не до конца выясненным.

Цель данного исследования – оценить современное состояние высшей водной растительности в оз. Неро и провести сравнение между годами с разным гидрологическим режимом: в многоводный 2017 г. и в фазу пониженной водности 2002–2004 гг. [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)]. В круг задач исследования так же входило выявить, используя

литературные данные, влияние эвтрофирования и флуктуаций уровня режима на мно-

голетнюю динамику сообщества макрофитов в оз. Неро.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Озеро Неро расположено на юго-западе Ярославской области и принадлежит бассейну Горьковского водохранилища. Озеро Неро – мелководный водоем, более 80% его акватории составляют глубины 0.7–1.2 м. Площадь водного зеркала оз. Неро – 54.4 км², объем воды – 90 млн. м³. В озеро впадает около 20 рек, самая крупная р. Сара; вытекает из озера р. Векса, на которой вблизи с. Белогостица расположена плотина. Оз. Неро подвержено сильному антропогенному воздействию за счет бытовых и промышленных стоков г. Ростова. Высокий уровень биомассы фитопланктона (14.5–28.4 мг/л) указывает на гипертрофный статус оз. Неро [Ляшенко, Бабаназарова, 2008 (Lyashenko, Babanazarova, 2008)].

Для характеристики гидрологического режима оз. Неро в период 2002–2004 гг. и 2017 г. использовали данные, характеризующие режим осадков. Ежемесячные данные количества осадков (мм) были взяты с сервиса WorldClim (<https://www.worldclim.org/>) [Harris et al., 2014], на котором представлены климатические данные за период 1901–2018 гг. на координатной сетке высокого пространственного разрешения (0.5° шир./долг.). По количеству осадков период 2002–2004 гг. характеризовался как маловодный в сравнении с многоводным 2017 г. Наиболее существенные различия были между 2017 г. (среднее значение за апрель–сентябрь 73.6 мм/мес) и 2002 г. (30.6 мм/мес), когда количество осадков было низким на протяжении всего теплого периода (рис. 1). В 2003 и 2004 гг. наиболее выраженные отличия были в июне-июле, когда

количество осадков было ниже соответствующих значений в 2017 г. На 23.9–52.9 мм.

Исследование высшей водной растительности оз. Неро проводилось в июле–августе 2017 г. Видовой состав и пространственное распределение макрофитов фиксировались с лодки методом глазомерной съемки и картирования фитолиторали [Катанская, 1981 (Katanskaya, 1981); Kolada et al., 2009]. Границы зарослей основных растительных формаций и экологических групп макрофитов, включая воздушно-водные, плавающие и погруженные растения, определялись по GPS-координатам, полученным при помощи полевого исследования, и космическим снимкам Sentinel-2 (разрешение 10 м/пикс), доступных на сервисе Glovis (<http://glovis.usgs.gov/>). Площади зарослей основных растительных формаций были оцифрованы при помощи GPS-координат в среде ArcView GIS, на основе которых были подсчитаны общая площадь покрытия макрофитами и доли участия в зарастании растительных формаций и экологических групп. Также для сравнения данных, полученных в 2017 г., использовали сетку станций отбора проб в 2002–2004 гг. [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)]. Отбор укосов для определения фитомассы осуществлялся с помощью учетной рамки с площади 0.25 м² в зарослях гелофитов и 1 м² в зарослях погруженных и плавающих гидрофитов. Абсолютно-сухая фитомасса определялась общепринятым методом [Катанская, 1981 (Katanskaya, 1981)]. Для разделения макрофитов на экологические группы использовалась классификация В.Г. Папченкова [2001 (Papchenkov, 2001)].

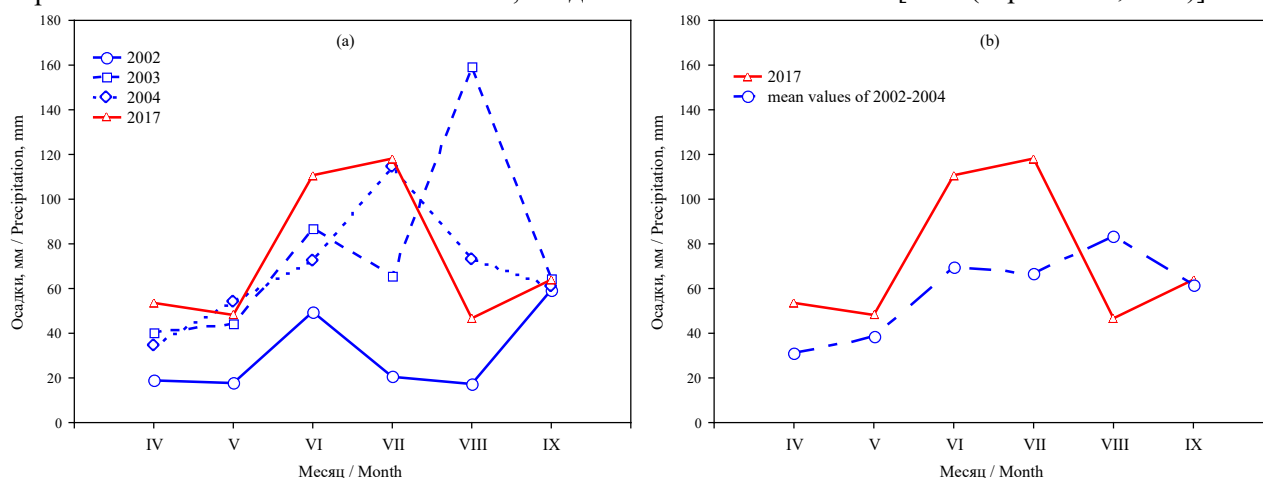


Рис. 1. Изменение уровня осадков (мм/мес) в оз. Неро с апреля по сентябрь: (а) сравнение между 2002, 2003, 2004 и 2017 гг.; (б) сравнение между средними значениями за период 2002–2004 гг. и 2017 г.

Fig. 1. Changes in precipitation (mm/month) in the Lake Nero from April to September: (a) comparison between 2002, 2003, 2004 and 2017; (b) comparison between mean values for the period 2002–2004 and 2017.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Флора. При картировании растительности в 2017 г. в оз. Неро было отмечено 11 погруженных гидрофитов (*Ceratophyllum demersum* L., *Elodea canadensis* Michx., *Lemna trisulca* L., *Myriophyllum verticillatum* L., *Potamogeton compressus* L., *P. lucens* L., *P. pectinatus* L., *P. perfoliatus* L., *P. praelongus* Wulf., *Stratiotes aloides* L., *Utricularia vulgaris* L.); 4 укореняющихся гидрофита с плавающими на воде листьями (*Nuphar lutea* (L.) Smith, *Nymphaea candida* J. Presl., *Persicaria amphibia* (L.) S.F. Gray, *Potamogeton natans* L.); 4 гидрофита, свободно плавающие на поверхности воды (*Hydrocharis morsus-ranae* L., *Lemna gibba* L., *L. minor* L., *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid.); 12 гелофитов (*Alisma plantago-aquatica* L., *Butomus umbellatus* L., *Equisetum fluviatile* L., *Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Sagittaria sagittifolia* L., *Scirpus lacustris* L., *Scolochloa festucacea* (Willd.) Link, *Sparganium emersum* Rehm., *S. erectum* L., *S. microcarpum* (Neum.) Raunk., *Typha angustifolia* L., *T. latifolia* L.); 17 гигрогелофитов (*Agrostis stolonifera* L., *Caltha palustris* L., *Carex acuta* L., *C. aquatilis* Wahlenb., *C. vesicaria* L., *Cicuta virosa* L., *Comarum palustre* L., *Eleocharis palustris* (L.) Roem. et Schult., *Iris pseudacorus* L., *Lythrum salicaria* L., *Naumburgia thyrsoiflora* (L.) Reichenb., *Oenanthe aquatica* (L.) Poir., *Ranunculus lingua* L., *Rorippa amphibia* (L.) Bess., *Rumex aquaticus* L., *R. hydrolapathum* Huds., *Sium latifolium* L.).

Пространственное распределение и продукция макрофитов. Исследование пространственного распределения водной растительности оз. Неро в 2017 г. показало, что его акватория зарастает крайне неравномерно. Сравнение современного распределения зарослей с данными, полученными в 2002–2004 гг. [Папченко и др., 2008 (Papchenkov et al., 2008)], выявило, что по-прежнему основные заросли макрофитов сосредоточены в южной части озера (рис. 2). В этих массивах господствуют жесткие воздушно-водные растения (гелофиты) – рогоз узколистный (*Typha angustifolia*), образующий односоставные заросли на открытых пространствах водоема, и тростник южный (*Phragmites australis*), тяготеющий к берегам. Свободные пространства в зарослях гелофитов заняты погруженными гидрофитами с преобладанием рдеста пронзеннолистного (*Potamogeton perfoliatus*) и урути мутовчатой (*Myriophyllum verticillatum*). Крупные заросли гидрофитов с плавающими листьями, представленные в основном кубышкой желтой (*Nuphar lutea*), располагаются

в устье основного притока р. Сара и с обеих сторон образованного наносами реки мыса.

Изменение степени и характера зарастания оз. Неро за прошедший с 2002–2004 гг. период выявляется при сравнении зарастания на постоянных станциях отбора проб [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)]. Станции 3, 4, 5 и 13 находятся в центральной части озера и лишены водной растительности (рис. 2). Станция 1 находится в основном притоке р. Сара, по берегам которой располагаются заросли рогоза узколистного, манника большого (*Glyceria maxima*) и хвоща приречного (*Equisetum fluviatile*). Станция 2 напротив впадения р. Сары в 2017 г., как и ранее в 2002–2004 гг., характеризовалась плотными зарослями кубышки желтой, но заросли широколистных рдестов (*P. perfoliatus*, *P. lucens*) и роголистника темно-зеленого (*Ceratophyllum demersum*) отсутствовали. Процесс зарастания северной части водоема хорошо заметен на ст. 6 напротив истока р. Векса. Здесь в 2017 г. располагались заросли рогоза с редкими вкраплениями тростника южного и камыша озерного (*Scirpus lacustris*), которые в 2002–2004 гг. полностью отсутствовали. Характер зарастания северо-восточного побережья мало изменился: как и прежде на ст. 6а присутствовали береговые заросли тростника, на мелководье в воде – куртины сусака зонтичного (*Butomus umbellatus*), заросли рдеста пронзеннолистного и пятна рдеста плавающего (*Potamogeton natans*) и горца земноводного (*Persicaria amphibia*). На ст. 7 напротив западного (городского) берега в 2017 г. были обнаружены сильно изреженные заросли рдеста блестящего (*Potamogeton lucens*), которые в 2002–2004 гг. здесь не встречались. Станция 8, расположенная южнее ст. 7 также напротив западного (городского) берега, характеризовалась, как и в 2002–2004 гг., отсутствием растительности. Станции 9 и 9а располагались вблизи устья р. Ишня среди куртин рогоза узколистного, граничащих с плотными зарослями кубышки желтой. Станции 10 и 10а, размещенные на границе односоставных зарослей рогоза в юго-западном заливе озера, в 2017 г. отличались полным отсутствием погруженной растительности, которая в 2002–2004 гг. была представлена зарослями рдеста пронзеннолистного. Станция 11 в глубине односоставных зарослей рогоза также отличалась в 2017 г. отсутствием погруженной и плавающей растительности, которая была обильно представлена широколиственными рдестами, роголистником и кубышкой в 2002–2004 гг.

Погруженная растительность также практически отсутствовала на ст. 12 и 12а-б в юго-восточном районе озера, где в 2017 г. в зарослях рогоза встречались редкие вкрапления куртин тростника и камыша и пятна кубышки. На ст. 14, расположенной в юго-восточном заливе ближе к восточному берегу, в 2017 г. располагались односоставные заросли рогоза с редкими пятнами кубышки желтой. В 2002–2004 гг. здесь находились плотные заросли погруженных и плавающих макрофитов, затрудняющих продвижение на лодке. Станции 15 и 16 напротив восточного берега по-

прежнему были лишены зарослей макрофитов. В целом, в 2017 г. картирование зарастания оз. Неро показало, что распространение погруженных растений в центральной части озера значительно снизилось, и они практически не встречались глубже 1 м. В тоже время, мелководье в южных заливах озера отличалось повсеместным распространением погруженных растений, представленных мозаичным комплексом из рдеста пронзеннолистного, роголистника и урути мутовчатой (*Myriophyllum verticillatum*).

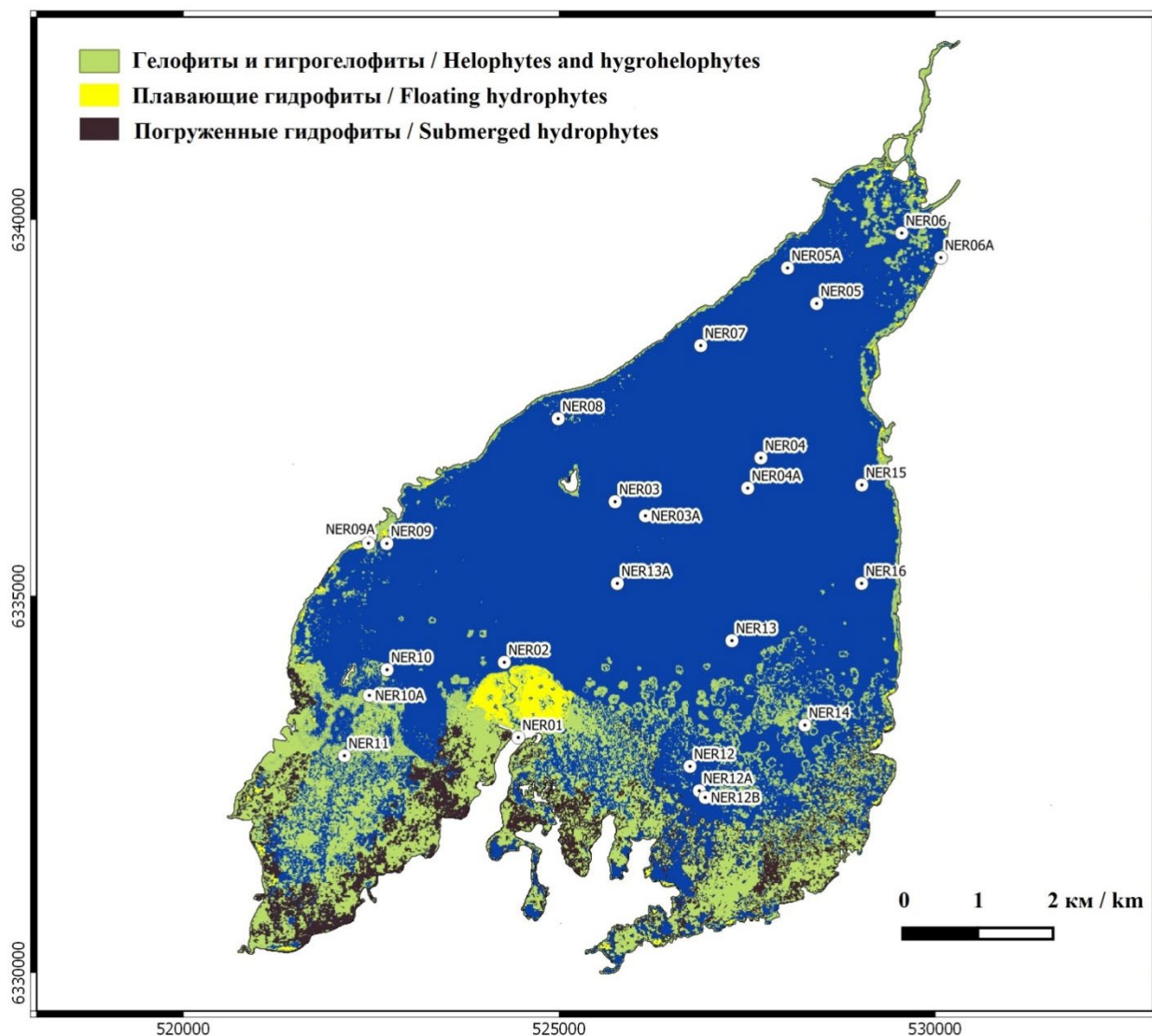


Рис. 2. Карта-схема распространения зарослей макрофитов в оз. Неро в 2017 г. NER 1–16 – станции отбора гидробиологических проб.

Fig. 2. Map of the spatial distribution of aquatic vegetation in the Lake Nero in 2017. NER 1–16 – sampling sites.

Сравнение результатов 2017 г. с данными картирования зарастания озера в 2002–2004 гг. показало, что в настоящее время общая площадь зарослей макрофитов в озере увеличилась с 14.8 км² до 15.8 км². Соответственно, степень зарастания озера увеличилась

с 27 до 29% (табл. 1). Увеличение зарастания озера произошло за счет гелофитов, площадь зарослей которых возросла с 8.5 км² до 11.3 км². В тоже время, площадь зарослей плавающей и погруженной растительности в 2017 г. снизилась. Наиболее существенное

снижение площади произошло в зарослях погруженной растительности: с 5.4 км² в 2002–2004 гг. до 3.6 км² в 2017 г. Площадь зарослей плавающих гидрофитов изменилась сравнительно меньше – с 0.96 км² в 2002–2004 гг. до 0.83 км² в 2017 г. По степени зарастания (29% от площади водоема) оз. Неро по-прежнему принадлежит в категории значительно заросших водоемов [Папченков, 2001 (Papchenkov, 2001)].

При сравнении площадей покрытия доминирующими растительными ассоциациями в 2017 г. и в 2002–2004 гг. можно отметить следующие изменения. В 2017 г. сильно снизилось зарастание центральной части озера – практически исчезли широко распространенные здесь в 2002–2004 гг. заросли рдеста прон-

зеннолистного. В результате этого площадь зарослей рдеста пронзеннолистного сократилась в 2.6 раза (табл. 2). В 2017 г. погруженная растительность, представленная рдестом пронзеннолистным, урутью мутувчатой, роголистником темно-зеленым и элодеей канадской (*Eloдея canadensis*), по-прежнему имела широкое распространение на мелководьях в южных заливах озера. Сохранила свое доминирующее значение в зарастании водоема кубышка желтая, образующая плотные заросли в устье р. Сары. Значительный прирост площади наблюдался у сообществ рогоза и тростника за счет разрастания зарослей в открытую часть водоема. Остальные виды макрофитов играли незначительную роль в зарастании озера (табл. 2).

Таблица 1. Участие экологических групп макрофитов в строении растительного покрова оз. Неро в 2002–2004* и 2017 гг.

Table 1. Contributions of ecological groups of macrophytes to the area of the Lake Nero in 2002–2004* and 2017

Экологическая группа Ecological group	Площадь / Area			
	2002–2004*		2017	
	км ² /km ²	%	км ² /km ²	%
Гигрогелофиты / Hygrohelophytes	0.07	0.1	0.08	0.1
Гелофиты / Helophytes	8.39	15.4	11.23	20.6
Плавающие гидрофиты / Floating hydrophytes	0.96	1.8	0.83	1.5
Погруженные гидрофиты / Submerged hydrophytes	5.38	9.9	3.63	6.7
Всего / Total	14.80	27.2	15.77	29.0

Примечание: “*” – данные Папченкова и др. [2008 (Papchenkov et al., 2008)].

Note: “*” – data of Papchenkov et al. [2008].

Подсчет биомассы и чистой первичной продукции макрофитов в 2017 г. показал, что запасы абсолютно-сухой надземной биомассы высших растений в озере равны 17.6 тыс. т при чистой первичной годовой продукции 22.6 тыс. т (табл. 2). Основными продуцентами в озере являются гелофиты, чистая надземная годовая продукция которых составляет 80.8% от продукции всего растительного сообщества. На долю погруженных и плавающих гидрофитов приходится соответственно 13.4% и 5.7%. Сравнение 2017 г. с 2002–2004 гг., когда вклад гелофитов, погруженных и плавающих гидрофитов в годовую продукцию составлял соответственно 56.3%, 35.3% и 8.4%, указывает на значительное падение роли погруженных гидрофитов при одновременном увеличении вклада гелофитов в 2017 г. При сопоставлении данных за 2002–2004 гг. и 2017 г. выявляется практически тот же состав доминирующих ассоциаций. Среди доминирующих ассоциаций в 2017 г. по продукции выделяются сообщества рогоза узколистного – 42.6%, тростника южного – 36.3%, кубышки желтой – 5.6%, урути мутувчатой – 4.2%, рдеста пронзенноли-

стного – 3.7%, роголистника темно-зеленого – 2.8% и элодеи канадской – 2.3%.

Таким образом, приведенные данные указывают на снижение распространения и продуктивности погруженных фитоценозов в центральной части оз. Неро в многоводном 2017 г. Резкое снижение уровня зарастания центральной части озера, связанное с исчезновением зарослей рдеста, также наблюдалось при высоком уровне воды в весенне-летний период 2012 г. [Бабаназарова, 2012 (Babanazarova, 2012)].

Многолетняя динамика зарастания. Имеющиеся в литературе данные о характере зарастания оз. Неро позволяют проследить многолетнюю динамику растительного покрова водоема. В 1902 г. озеро сильно зарастало; в зарастании доминировали заросли тростника и камыша [Флеров, 1903 (Flyorov, 1903)]. В 1913–1914 гг. при сохранении доминирующих позиций тростника и камыша, а также кубышки желтой и рдеста пронзеннолистного, началось распространение телореза [Дамская, 1921 (Damskaya, 1921)].

Таблица 2. Занимаемая площадь и продуктивность растительных формаций и экологических групп макрофитов оз. Неро в 2002–2004* и 2017 гг. Tons – запасы абсолютно-сухой надземной массы в тоннах; t/year – чистая первичная продукция в тоннах за год; k – коэффициент для расчета продукции экологических групп макрофитов

Table 2. The coverage area and biomass of macrophyte associations and ecological groups in the Lake Nero in 2002–2004* and 2017. Tons – the total aboveground biomass; t/year – plant production per year; k – coefficient for calculation of production of ecological groups

Формации и экологические группы / Associations and ecological groups	2002–2004*					2017				
	S, km ²	Биомасса / Biomass		Продукция / Production		S, km ²	Биомасса / Biomass		Продукция / Production	
		kg/m ²	Tons	k	t/year		kg/m ²	Tons	k	t/year
<i>Ceratophylleta demersi</i>	0.62	0.29	179.8	2.5	449.5	0.56	0.30	168.0	2.5	420.0
Группа I Group I	0.62	–	179.8	–	449.5	0.56	–	168.0	–	420.0
<i>Batrachietta trichophylli</i>	0.01	0.42	4.2	2.5	10.5	0	–	0	2.5	0
<i>Elodeeta canadensis</i>	0.48	0.49	235.2	2.5	588.0	0.50	0.42	210.0	2.5	525.0
<i>Myriophylleta verticillati</i>	1.60	0.43	688.0	2.5	1720.0	1.50	0.32	480.0	2.5	1200.0
<i>Potameta perfoliati</i>	2.62	0.58	1519.6	2.5	3799.0	1.02	0.33	336.6	2.5	841.5
<i>Stratioteta aloides</i>	0.06	0.40	24.0	2.5	60.0	0.05	0.56	28.0	2.5	70.0
Группа II Group II	4.76	–	2471.0	–	6177.5	3.07	–	1054.6	–	2636.5
<i>Nuphareta luteae</i>	0.80	0.75	600.0	2.5	1500.0	0.74	0.68	503.2	2.5	1258.0
<i>Nymphaeta candidae</i>	0.01	0.72	7.2	2.5	18.0	0.01	0.56	5.6	2.5	14.0
<i>Persicarieta amphibii</i>	0.05	0.22	11.0	2.5	27.5	0.02	0.20	4.0	2.5	10.0
<i>Potameta natantis</i>	0.02	0.25	5.0	2.5	12.5	0.01	0.26	2.6	2.5	6.5
Группа III Group III	0.88	–	623.2	–	1558.0	0.78	–	515.4	–	1288.5
Группа IV Group IV	0.08	0.14	11.2	2.5	28.0	0.05	0.10	5.0	2.5	12.5
<i>Alismateta plantago-aquaticae</i>	0	–	0	2.5	0	0.02	0.26	5.2	2.5	13.0
<i>Butometa umbellati</i>	0.02	0.53	10.6	2.5	24.4	0.04	0.72	28.8	2.5	72.0
<i>Equiseteta fluviatilis</i>	0.03	0.42	12.6	2.5	29.0	0.07	0.40	28.0	2.5	70.0
<i>Sagittarieta sagittifoliae</i>	0.003	0.20	0.6	2.5	1.4	0.02	0.34	6.8	2.5	17.0
<i>Sparganieta erecti</i>	0.01	0.69	6.9	2.5	15.9	0.04	0.52	20.8	2.5	52.0
<i>Glycerieta maximae</i>	0.01	1.16	11.6	2.5	23.2	0.03	0.96	28.8	2.5	72.0
<i>Phragmiteta australis</i>	3.21	1.32	4237.2	1.2	5084.6	4.39	1.56	6848.4	1.2	8218.1
<i>Scirpeta lacustris</i>	0.03	0.70	21.0	1.2	25.2	0.07	0.80	56.0	1.2	67.2
<i>Typheta angustifoliae</i>	5.07	0.95	4816.5	1.1	5298.2	6.55	1.34	8777.0	1.1	9654.7
<i>Zizanieta latifoliae</i>	0.01	1.20	12.0	1.2	14.4	0	–	0	1.2	0
Гелофиты Helophytes	8.39	–	9129.0	–	10516	11.23	–	15800	–	18236
<i>Bolboschoeneta maritimi</i>	0.02	0.50	10.0	2.0	20.0	0	–	0	–	0
<i>Bolboschoeneta koshevnikovii</i>	0.01	0.48	4.8	2.0	9.6	0	–	0	–	0
<i>Eleocharieta palustri</i>	0.01	0.13	1.3	2.0	2.6	0.02	0.20	4.0	2.0	8.0
<i>Cariceta acutae</i>	0.03	0.46	13.8	2.0	27.6	0.06	0.42	25.2	2.0	50.4
Гигрогелофиты Hygrohelophytes	0.07	–	29.9	–	59.8	0.08	–	29.2	–	58.4
Всего / Total	14.80	–	12444	–	18789	15.77	–	17572	–	22652

Примечание. “*” – данные Папченкова и др. [2008 (Papchenkov et al., 2008)]. Экологические группы: I – гидрофиты, свободно плавающие в толще воды; II – погруженные укореняющиеся гидрофиты; III – укореняющиеся гидрофиты с плавающими на поверхности воды листьями; IV – гидрофиты, свободно плавающие на поверхности воды.

Note. “*” – data of Papchenkov et al. [2008]. Ecological groups: I – unrooted submerged hydrophytes; II – rooted submerged hydrophytes; III – rooted floating-leaved hydrophytes; IV – free floating hydrophytes.

В 1925–1927 гг. телорез занял большие площади в южных заливах озера. На открытых пространствах широкое распространение имели заросли рдестов пронзеннолистного и курчавого (*P. crispus* L.) [Грезе, 1929 (Greze, 1929)]. В 1954 г. отмечалось значительное снижение площадей, занятых зарослями рдестов, и их изреживание [Чижилов, 1956 (Chizhikov, 1956)]. В 1962 г. доминировали те же фитоценозы, что и в 1954 г., но массовое распространение получил рдест пронзеннолистный [Монаков, Экзерцев, 1970 (Monakov, Ekhzertsev, 1970)]. Первое наиболее подробное описание зарастания озера с подсчетом площади доминирующих фитоценозов было проведено в 1987–1989 гг. [Довбня, 1995 (Dovbnya, 1995)]. В 1989 г. на озере преобладала воздушно-водная растительность, среди которой доминировали рогоз узколистный и тростник южный [Довбня, 1991 (Dovbnya, 1991)]. Растения с плавающими листьями были преимущественно представлены кубышкой желтой, а погруженные растения – рдестом пронзеннолистным. При этом отмечалось, что по сравнению с 1962 г. площадь рдестовых зарослей сократилась [Довбня, 1991 (Dovbnya, 1991)], что, очевидно, было результатом подъема уровня воды в результате ввода в действие гидротехнических сооружений на р. Векса в 1980-е годы.

Сравнивая данные за 1989 г. [Довбня, 1995 (Dovbnya, 1995)], 2002–2004 гг. [Папченков и др., 2008 (Papchenkov et al., 2008)] и 2017 г. (табл. 3), можно отметить, что при сохранении тенденции увеличения общей пло-

щади зарослей скорость зарастания озера в последнее время замедлилась. Основной прирост площади покрытия гелофитами в 2002–2004 гг. произошел за счет увеличения зарослей тростника в южной и восточной части озера [Папченков и др., 2008 (Papchenkov et al., 2008)]. При этом распространение тростника происходило более агрессивно на временном отрезке с 1989 по 2002–2004 гг., чем в последующий период с 2002–2004 гг. по 2017 г. (табл. 3). Напротив, кубышка желтая на этом временном интервале характеризовалась тенденцией к снижению площади зарослей, которая к 2017 г. по сравнению с 1989 г. сократилась почти вдвое. У погруженных растений сходный характер многолетней динамики имел рдест пронзеннолистный – площадь его зарослей в 2017 г. по сравнению с 1989 г. снизилась почти в три раза. В тоже время, площадь покрытия роголистником темно-зеленым и урутью мутовчатой значительно увеличились в период с 1989 по 2002–2004 гг., что вместе с увеличением площади тростниковых зарослей рассматривалось, как результат активизации болотообразовательного процесса в южных заливах озера [Папченков и др., 2008 (Papchenkov et al., 2008)]. В последующий период с 2002–2004 гг. по 2017 г. площадь зарослей роголистника и урути практически не изменилась. Все это вместе с замедлением распространения зарослей тростника указывает на то, что в более многоводный период интенсивность процессов зарастания и заболачивания оз. Неро снижается.

Таблица 3. Изменение площадей покрытия (км²) основных растительных формаций и общей фитомассы (10³ т) в 1989*, 2002–2004** и 2017 гг.

Table 3. Changes in areas (km²) covered by dominant plant associations and total plant biomass (10³ t) in 1989*, 2002–2004** and 2017

Формации / Associations	1989*	2002–2004**	2017
<i>Typheta angustifoliae</i>	5.53	5.07	6.55
<i>Phragmiteta australis</i>	1.33	3.21	4.39
<i>Nuphareta luteae</i>	1.39	0.80	0.74
<i>Potameta perfoliati</i>	2.75	2.62	1.02
<i>Myriophylleta verticillati</i>	0.01	1.60	1.50
<i>Ceratophylleta demersi</i>	0.02	0.62	0.56
Всего (км ²) / Total (km ²)	11.2	14.8	15.8
Общая фитомасса (10 ³ т) / Total biomass (10 ³ t)	8.7	12.4	17.6

Примечание. “*” – данные Довбня [1995 (Dovbnya, 1995)]; “**” – данные Папченкова и др. [2008 (Papchenkov et al., 2008)].

Note. “*” – data of Dovbnya [1995]; “**” – data of Papchenkov et al. [2008].

Взаимодействие сообществ макрофитов и фитопланктона. С позиции теории альтернативных стабильных состояний в мелко-водных эвтрофных водоемах [Scheffer et al.,

1993], выявленная в оз. Неро тенденция к сокращению зарослей погруженных макрофитов указывает на то, что эвтрофирование водоема идет по фитопланктонному пути. При этом

сценарии эвтрофирования увеличение биогенной нагрузки в мелководных озерах приводит к увеличению биомассы фитопланктона и снижению прозрачности воды, что угнетающе действует на развитие водной растительности. Наши результаты согласуются с другими работами, в которых было показано, что погруженные растения наиболее уязвимы к негативному воздействию эвтрофирования [Sand-Jensen et al., 2000; Egertson et al., 2004]. Например, в процессе антропогенного эвтрофирования водохранилища Сестрорецкий Разлив (Карельский перешеек) переход водоема из мезо-эвтрофного статуса в 1980-х гг. в гипертрофный в 2000-х и 2010-х гг. сопровождался снижением общей площади зарастания вдвое, причем площадь погруженной растительности снизилась в четыре раза [Rusanov et al., 2020]. Однако маловероятно, что в оз. Неро, сохраняющем гипертрофный статус на протяжении рассматриваемого периода с конца 1980-х гг. [Бикбулатов и др., 2003 (Bikbulatov et al., 2003)], падение площади погруженных макрофитов было вызвано увеличением антропогенного пресса (т.е. увеличением концентрации биогенных веществ). Известно, что гидрологический режим может играть роль “переключателя” между альтернативными экологическими состояниями, влияя на погруженную растительность через изменение условий подводной освещенности [Blindow et al., 1993]. Наряду с другими факторами – поступлением фосфора из донных отложений и повышением температуры, способствующим развитию фитопланктона и снижению прозрачности воды, подъем уровня негативно воздействует на макрофиты посредством снижения доступности света [Scheffer, van Nes, 2007]. Таким образом, подь-

ем уровня воды – это один из механизмов поддержания экосистемы мелководного эвтрофного водоема в состоянии доминирования фитопланктона. Первое зарегистрированное сокращение зарослей рдеста произошло в оз. Неро после повышения уровня, вызванного вводом в действие плотины в 1981–1986 гг. [Довбня, 1991 (Dovbnya, 1991)]. Следующее значительное сокращение рдестовых зарослей произошло в период 2004–2017 гг. и, по-видимому, связано с многолетней фазой гидрологического цикла, последовавшей после 2002–2004 гг. [Бабаназарова, 2012 (Babanazarova, 2012)].

Погруженные макрофиты играют важную роль в экосистеме мелководных водоемов, конкурируя с фитопланктоном за минеральные питательные вещества, выделяя аллелопатические вещества и предоставляя укрытия для зоопланктона [Scheffer et al., 1993]. Значительная степень зарастания (около трети акватории) и широкое распространение погруженных растений на мелководьях говорит о потенциальной возможности восстановления оз. Неро в статусе менее эвтрофного водоема и переключения экосистемы озера в состояние доминирования макрофитов с более высокой прозрачностью воды. Низкие показатели биомассы фитопланктона в зарослях макрофитов на мелководьях по сравнению с лишенной зарослей центральной частью позволяют рассматривать в оз. Неро как водоем, в котором существуют оба типа продуцирования органического вещества: макрофитный и фитопланктонный [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)]. Их баланс в озере может меняться в зависимости от уровня режима и изменчивости климатических факторов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Обобщая имеющиеся литературные данные о степени зарастания и изменчивости структуры растительного покрова оз. Неро за более чем 100-летний период, можно сделать вывод, что центральная часть озера является наиболее динамичной в отношении уровня зарастания погруженными растениями. Сравнение с материалами картирования в 2002–2004 гг. показало, что общая площадь зарослей в 2017 г. увеличилась на 1 км² и составляла 29% от площади озера. В настоящее время при сохраняющейся тенденции зарастания и заболачивания

водоема в мелководной южной части, в центральной части озера наблюдается снижение распространения зарослей *Potamogeton perfoliatus*. Подъем уровня воды, благодаря вводу в действие плотины на реке Векса в 1980-е годы и влиянию климатических факторов, снижал распространение погруженной растительности, являясь одним из механизмов поддержания экосистемы эвтрофного мелководного оз. Неро в состоянии низкой прозрачности воды и доминирования фитопланктона.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы глубоко признательны А.И. Цветкову (ИБВВ РАН) и М.О. Дудакову (ИНОЗ РАН) за помощь в проведении полевых исследований. Работа выполнена в рамках государственного задания ИНОЗ РАН по теме № 0133-2019-0001 при частичном финансовом обеспечении за счет средств федерального бюджета.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бабаназарова О.В. Изучение гидрохимических и гидробиологических особенностей оз. Неро: Отчет о НИР. Ярославль, 2012. 82 с.
- Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Литвинов А.С., Поддубный С.А. Гидрология и гидрохимия оз. Неро. Рыбинск: Изд-во ОАО "Рыбинский дом печати". 2003. 192 с.
- Дамская С.А. Очерк зарослей озера Неро и их фауны // Тр. Ярославского естественно-исторического и краеведческого об-ва. 1921. Т. 3. Вып. 1. С. 90–103.
- Довбня И.В. Высшая водная растительность оз. Неро // Современное состояние экосистемы оз. Неро. Ч. 1. Рыбинск. 1991. С. 62–73.
- Довбня И.В. Продукция гидрофильной растительности озера Неро // Информ. бюл. ИБВВ РАН. 1995. № 98. С. 13–16.
- Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. Л.: Наука. 1981. 187 с.
- Ляшенко О.А., Бабаназарова О.В. Фитопланктон // Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века. М.: Наука, 2008. С. 71–89.
- Монаков А.В., Экзерцев В.А. Сообщества прибрежных и водных растений оз. Неро и их фауна // Озера Ярославской области и перспективы их хозяйственного использования. Ярославль: Яросл. гос. пед. ин-т, Яросл. геогр. о-во, 1970. С. 304–318.
- Папченков В.Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья. Ярославль: ЦМП МУБиНТ, 2001. 200 с.
- Папченков В.Г., Борисова М.А., Сатина С.Ю., Ремизов И.Е., Папенкова Н.П. Макрофиты // Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века / Отв. ред. Лазарева В.И. М.: Наука, 2008. С. 97–116.
- Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века / Отв. ред. Лазарева В.И. М.: Наука, 2008. 407 с.
- Флеров А.Ф. Ботанико-географические очерки. III. Ростовский край // Землеведение. 1903. Т. 10. Кн. 2–3. С. 193–218.
- Чижилов Н.В. Геоморфология и почвы бассейна озера Неро и реки Устье-Которосль // Тр. лаб. сапропелевых отложений. М.: 1956, Вып. 6. С. 130–144.
- Blindow I., Andersson G., Hargeby A., Johansson S. Long-term pattern of alternative stable states in 2 shallow eutrophic lakes // *Freshw. Biol.* 1993. Vol. 30. P. 159–167. DOI:10.1111/j.1365-2427.1993.tb00796.x
- Egertson C.J., Kopaska J.A., Downing J.A. A century of change in macrophyte abundance and composition in response to agricultural eutrophication // *Hydrobiologia*. 2004. Vol. 524. P. 145–156. DOI:10.1023/B:HYDR.0000036129.40386.ce.
- Harris I., Jones P.D., Osborn T.J., Lister D.H. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations – the CRU TS3.10 Dataset // *Int. J. Climatol.* 2014. Vol. 34. P. 623–642. DOI: 10.1002/joc.3711
- Havens K.E., Sharfstein B., Brady M.A., East T.L., Harwell M.C., Maki R.P., Rodusky A.J. Recovery of submerged plants from high water stress in a large subtropical lake in Florida, USA // *Aquat. Bot.* 2004. Vol. 78. P. 67–82. DOI: 10.1016/j.aquabot.2003.09.005
- Jackson L. Macrophyte-dominated and turbid states of shallow lakes: Evidence from Alberta lakes // *Ecosystems*. 2003. Vol. 6, P. 213–223. DOI: 10.1007/s10021-002-0001-3
- Kolada A., Seppo H., Kanninen A., Sondergaard M., Dudley B., Nøges P., Ott I., Ecker F., Mjelde M., Bertrin V., Davidson Th., Duel H. Deliverable D3.2-1: Overview and comparison of macrophyte survey methods used in European countries and a proposal of harmonized common sampling protocol to be used for WISER uncertainty exercise including a relevant common species list. Project co-funded by the European Commission within the Seventh Framework Programme (2007-2013). 2009. Available online at <http://www.wiser.eu/download/D3.2-1.pdf>.
- Rusanov A.G., Trifonova I.S., Ignatyeva N.V., Pavlova O.A. Long-term changes in phytoplankton and macrophyte communities in an eutrophic shallow reservoir and prospects for its restoration // *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 2020. Vol. 49(2). P. 168–183. DOI: 10.1515/ohs-2020-0016
- Sand-Jensen K., Riis T., Vestergaard O., Larsen S.E. Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years // *J. Ecol.* 2000. Vol. 88. P. 1030–1040. DOI: 10.1046/j.1365-2745.2000.00519.x.
- Scheffer M. Alternative attractors of shallow lakes // *Sci. World. J.* 2001. Vol. 1. P. 254–263. DOI: 10.1100/tsw.2001.62
- Scheffer M., Hosper S.H., Meijer M.L., Moss B., Jeppesen E. Alternative equilibria in shallow lakes // *Trends Ecol. Evol.* 1993. Vol. 8. P. 275–279. DOI: 10.1016/0169-5347(93)90254-M
- Scheffer M., van Nes E.H. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size // *Hydrobiologia*. 2007. Vol. 584. P. 455–466. DOI: 10.1007/s10750-007-0616-7

REFERENCES

- Babanazarova O.V. *Izuchenie gidrokhemicheskikh i gidrobiologicheskikh osobennostej oz. Nero: Otchet o NIR* [Study of hydrochemical and hydrobiological features of the Lake Nero: Research report]. Yaroslavl, 2012. 82 p. (In Russian).
- Bikbulatov E.S., Bikbulatova E.M., Litvinov A.S., Poddubnyj S.A. *Gidrologiya i gidrokhimiya oz. Nero* [Hydrology and hydrochemistry of the Lake Nero]. Rybinsk: Izd-vo ОАО "Rybinskij dom pečati", 2003. 192 p.
- Blindow I., Andersson G., Hargeby A., Johansson S. Long-term pattern of alternative stable states in 2 shallow eutrophic lakes. *Freshw. Biol.*, 1993, vol. 30, pp. 159–167. doi:10.1111/j.1365-2427.1993.tb00796.x

- Chizhikov N.V. Geomorfologiya i pochvy bassejna ozera Nero i reki Ust'e-Kotorosl' [Geomorphology and soils in catchment of the Lake Nero and River Ust'e-Kotorosl']. *Trudy lab. sapropelevykh otlozhenij*, Moscow, 1956, no. 6, pp. 130–144.
- Damskaya S.A. Ocherk zaroslej ozera Nero i ikh fauny [Essays about plant stands in the Lake Nero and their fauna]. *Trudy Yaroslavskogo estestvenno-istoricheskogo i kraevedcheskogo obshchestva*, 1921, vol. 3, no. 1, pp. 90–103. (In Russian).
- Dovbnya I.V. Produktiya gidrofil'noj rastitel'nost' ozera Nero [Production of hygrophilous vegetation of the Lake Nero]. *Inform. byulleten' IBVV RAN*, 1995, no. 98, pp. 13–16. (In Russian).
- Dovbnya I.V. Vysshaya vodnaya rastitel'nost' oz. Nero [Higher aquatic vegetation of the Lake Nero]. *Sovremennoe sostoyanie ekosistemy ozera Nero*. [The current state of the ecosystem of the Lake Nero] Rybinsk: Izd-vo IBVV RAN, 1991, pp. 62–73 (In Russian).
- Egertson C.J., Kopaska J.A., Downing J.A. A century of change in macrophyte abundance and composition in response to agricultural eutrophication. *Hydrobiologia*, 2004, vol. 524, pp. 145–156. doi: 10.1023/B:HYDR.0000036129.40386.ce.
- Flyorov A.F. Botaniko-geograficheskie ocherki. III. Rostovskij kraj [Botanico-geographic essays. III. Rostov region]. *Zemlevedenie*, 1903, vol. 10, no. 2–3, pp. 193–218.
- Harris I., Jones P.D., Osborn T.J., Lister D.H. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations – the CRU TS3.10 Dataset. *Int. J. Climatol.*, 2014, vol. 34, pp. 623–642. doi: 10.1002/joc.3711
- Havens K.E., Sharfstein B., Brady M.A., East T.L., Harwell M.C., Maki R.P., Rodusky A.J. Recovery of submerged plants from high water stress in a large subtropical lake in Florida, USA. *Aquat. Bot.*, 2004, vol. 78, pp. 67–82. doi: 10.1016/j.aquabot.2003.09.005
- Jackson L. Macrophyte-dominated and turbid states of shallow lakes: Evidence from Alberta lakes. *Ecosystems*, 2003, vol. 6, pp. 213–223. doi: 10.1007/s10021-002-0001-3
- Katanskaya V.M. *Vysshaya vodnaya rastitel'nost' kontinental'nykh vodoemov SSSR*. Metody izucheniya. [Vascular aquatic vegetation of continental waters of the USSR. Study methods]. Leningrad: Nauka, 1981, 187 p. (In Russian).
- Kolada A., Seppo H., Kanninen A., Sondergaard M., Dudley B., Noges P., Ott I., Ecke F., Mjelde M., Bertrin V., Davidson Th., Duel H. Deliverable D3.2-1: Overview and comparison of macrophyte survey methods used in European countries and a proposal of harmonized common sampling protocol to be used for WISER uncertainty exercise including a relevant common species list. Project co-funded by the European Commission within the Seventh Framework Programme (2007-2013). 2009. Available online at <http://www.wiser.eu/download/D3.2-1.pdf>.
- Lyashenko O.A., Babanazarova O.V. Fitoplankton [Phytoplankton]. *Sostoyanie ekosistemy ozera Nero v nachale XXI veka*. [The state of the ecosystem of the Lake Nero in the beginning of XXI century]. Moscow: Nauka, 2008, pp. 71–89. (In Russian).
- Monakov A.V., Ehkzertsev V.A. Soobshchestva pribrezhnykh i vodnykh rastenij oz. Nero i ikh fauna [Communities of inshore and aquatic plants in the Lake Nero and their fauna]. *Ozera Yaroslavskoj oblasti i perspektivy ikh khozyajstvennogo ispol'zovaniya* [Lakes of Yaroslavl oblast and prospects of their economic use]. Yaroslavl: Yarosl. gos. ped. in-t, Yarosl. geogr. o-vo, 1970, pp. 304–318. (In Russian).
- Papchenkov V.G. *Rastitel'nyj pokrov vodoemov i vodotokov Srednego Povolzh'ya*. [Vegetation coverage of water bodies and watercourses of the Middle Volga region] Yaroslavl: CMP MUBiNT, 2001, 213 p. (In Russian).
- Papchenkov V.G., Borisova M.A., Satina S.Yu., Remizov I.E., Papenova N.P. Makrofity [Macrophytes]. *Sostoyanie ekosistemy ozera Nero v nachale XXI veka*. [The state of the ecosystem of the Lake Nero in the beginning of XXI century]. Moscow: Nauka, 2008, pp. 97–116. (In Russian).
- Rusanov A.G., Trifonova I.S., Ignatyeva N.V., Pavlova O.A. Long-term changes in phytoplankton and macrophyte communities in an eutrophic shallow reservoir and prospects for its restoration. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.*, 2020, vol. 49, no. 2, pp. 168–183. doi: 10.1515/ohs-2020-0016
- Sand-Jensen K., Riis T., Vestergaard O., Larsen S.E. Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years. *J. Ecol.*, 2000, vol. 88, pp. 1030–1040. doi: 10.1046/j.1365-2745.2000.00519.x.
- Scheffer M. Alternative attractors of shallow lakes. *Sci. World. J.*, 2001, vol. 1, pp. 254–263. doi: 10.1100/tsw.2001.62
- Scheffer M., Hosper S.H., Meijer M.L., Moss B., Jeppesen E. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.*, 1993, vol. 8, pp. 275–279. doi: 10.1016/0169-5347(93)90254-M
- Scheffer M., van Nes E.H. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, 2007, vol. 584, pp. 455–466. doi: 10.1007/s10750-007-0616-7
- Sostoyanie ekosistemy ozera Nero v nachale XXI veka*. [The state of the ecosystem of the Lake Nero in the beginning of XXI century]. Moscow: Nauka, 2008. 407 p. (In Russian).

AQUATIC VEGETATION OF SHALLOW HYPERTROPHIC LAKE IN DIFFERENT HYDROLOGICAL CONDITIONS

A. G. Rusanov, A. V. Terekhov

*Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences,
196105 Russia, St. Petersburg, Sevastyanova st., 9, e-mail: a_rusanov@yahoo.com*

Comparison of the distribution of aquatic vegetation in shallow hypertrophic Lake Nero (Yaroslavl oblast, Russia) in different hydrological conditions – during low water phase in 2002–2004 and water level rise in 2017 is presented. The total area covered by aquatic vegetation increased from 14.8 km² in 2000–2004 to 15.8 km² in

2017. Correspondingly, the lake area covered by macrophytes showed its increase from 27% to 29%. The observed increase in the total plant coverage was mainly driven by helophytes which increased in the coverage area from 8.4 km² to 11.2 km². The coverage area of submerged vegetation during this period decreased from 5.4 km² to 3.6 km². *Potamogeton perfoliatus* showed the highest reduction in the coverage area by factor of 2.6 in the central part of the lake. In contrast, the coverage area of *Ceratophyllum demersum* and *Myriophyllum verticillatum* did not change mostly in the shallow, southern part of the lake. The analysis of literature and our data revealed that increase in water level due to building a dam on the River Veksa in the 1980s and impact of climatic factors had a negative influence on submerged vegetation. Thus, the high water level is one of the mechanisms stabilising the ecosystem of the Lake Nero in the turbid, phytoplankton-dominated state.

Keywords: submerged hydrophytes, coverage area, alternative stable states, climatic factors

СОДЕРЖАНИЕ ПИГМЕНТОВ В ФИТОПЛАНКТОНЕ, ЭПИФИТОНЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ОЗЕРА НЕРО

Л. Е. Сигарева, Н. А. Тимофеева, Н. Ю. Метелева

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: sigareva@ibiw.ru

Поступила в редакцию 10.07.2020

В работе представлены новые данные по содержанию пигментов в фитопланктоне, эпифитоне и донных отложениях мелководного высокопродуктивного оз. Неро (Ярославская область, Россия) по данным съемки летом 2017 г. Глубины на станциях изменялись в пределах 0.4–4 м, прозрачность воды – 20–150 см. Донные отложения озера были представлены сапропелем или сапропелем с остатками макрофитов. Содержание пигментов определяли спектрофотометрическим методом в 90% ацетоновом экстракте. Среднее содержание хлорофилла *a* в фитопланктоне составило 73.5 ± 6.1 мкг/л, в эпифитоне 40.7 ± 21.4 мг/м² субстрата, сумма хлорофилла *a* с феопигментами в донных отложениях – 313.1 ± 20.6 мкг/г сухого осадка, что характерно для оз. Неро. Относительное содержание феопигментов характеризуется невысокими величинами в функционирующих сообществах водорослей фитопланктона ($23 \pm 2\%$) и эпифитона ($28 \pm 2\%$) и достигают наибольших значений в донных отложениях ($89 \pm 1\%$). Между всеми растительными сообществами существуют конкурентные отношения, о чем свидетельствует различная вариабельность их продукционных характеристик. Коэффициент вариации концентрации хлорофилла *a* эпифитона достигает 190%, фитопланктона – 54%, хлорофилла *a* и феопигментов в донных отложениях – 29%. Пространственное распределение пигментов в водорослях зависит от наличия зарослей макрофитов. Заращение акватории высшей водной растительностью отрицательно влияет на содержание пигментов в фитопланктоне и положительно на их накопление в донных отложениях. Средняя концентрация хлорофилла *a* фитопланктона на станциях с зарослями макрофитов (49 ± 10 мкг/л) была в 1.5 раза меньше, чем на станциях без макрофитов (82 ± 7 мкг/л). В сапропеле суммарная концентрация хлорофилла *a* и его дериватов на открытых участках составила 277 ± 16 , на зарастающих – 397 ± 42 мкг/г сухого грунта. Трофический тип озера сохраняется гипертрофным на протяжении последних 800 лет, несмотря на многолетнюю динамику растительных сообществ. Экосистема озера находится на последней стадии олиготрофно-эвтрофной сукцессии.

Ключевые слова: хлорофилл *a*, феопигменты, фитопланктон, эпифитон, донные отложения.

DOI: 10.47021/0320-3557-2020-49-60

ВВЕДЕНИЕ

Концентрация хлорофилла *a* (Хл) – основного фотосинтезирующего пигмента количественно связана с продуктивностью растительных сообществ и поэтому используется при изучении трофического состояния водной экосистемы [Винберг, 1960 (Vinberg, 1960); Трифонова, 1993 (Trifonova, 1993); Китаев, 2007 (Kitaev, 2007); Müller, 1995; Yacobi, Zohary, 2010]. Наименее изученными остаются вопросы, связанные с выявлением роли отдельных растительных сообществ в формировании продуктивности первичного звена [Бульон, 2005 (Boulion, 2005); Трифонова и др., 1998 (Trifonova et al., 1998); Boulion, 2004]. Сильная вариабельность показателей трофии отмечается из-за динамики абиотических факторов, поэтому актуальны исследования в разных экологи-

ческих условиях. Наиболее значимы результаты, полученные в период максимальной продуктивности растительных сообществ. Интегральным показателем продукционных и деструкционных процессов служит содержание растительных пигментов в донных отложениях [Сигарева, 2012 (Sigareva, 2012)]. Оценка трофического статуса приобретает особое значение для экосистем, находящихся на последнем этапе олиготрофно-эвтрофной сукцессии.

Цель работы – изучить содержание и распределение Хл в фитопланктоне, эпифитоне и донных отложениях мелководного высокопродуктивного оз. Неро летом 2017 г. – в период наибольшей продуктивности растительных сообществ.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Пробы для определения Хл в фитопланктоне были собраны из верхнего слоя эвфотической зоны озера 28 июня и 1 августа 2017 г. В эти же сроки отбирали пробы донных отложений (слой 0–10 см) на 21 станции, среди которых ст. 1 расположена на р. Сапе, впа-

дающей в озеро, остальные 20 – непосредственно в озере.

Пробы эпифитона собирали 30–31 июля 2017 г. на 9 станциях (2, 5а, 6, 9, 11, 12, 14, 15, 16) с тростника обыкновенного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), рога узколистного (*Typha angustifolia* L.), камыша озерного (*Scir-*

pus lacustris L.) и кубышки желтой (*Nuphar lutea* (L.) Smit). Эпифитон собирали с погруженных в воду частей макрофитов длиной 0.5 м. Процедура получения пробы обрастаний и экстракта из них пигментов описаны ранее [Метелева, 2001 (Metel'eva, 2001)].

Растительные пигменты определяли стандартным спектрофотометрическим методом в общем экстракте 90% ацетоном (из фитопланктона и эпифитона). Для достижения такой же концентрации ацетона в экстрактах из донных отложений на первом этапе извлечения использовали 100%, а затем – 90% ацетон. Оптические плотности экстрактов измеряли на спектрофотометре Лямбда-25 (производство США). Концентрацию Хл без учета продуктов разрушения (общий Хл) рассчитывали по уравнению [Jeffrey, Humphrey, 1975], дифференцированную оценку Хл и феопигментов (Ф) выполняли по уравнениям [Lorenzen, 1967]. Соотношение желтых и зеленых пигментов оценивали по индексам, отражающим соотношение

оптических плотностей экстракта в областях наибольшего поглощения общих каротиноидов и Хл без учета (E_{480}/E_{665} или E_{480}/E_{664}) и с учетом ($E_{480}/1.7E_{665}$) продуктов деградации Хл. Влажность донных отложений определяли по потере воды при высушивании проб при 60°C. Воздушно-сухую объемную массу донных отложений рассчитывали как в работе [Сигарева, Тимофеева, 2004 (Sigareva, Timofeeva, 2004)].

Озеро Неро расположено в зоне умеренно-континентального климата. Это мелководный водоем с площадью зеркала 57.8 км² и объемом водной массы $90 \cdot 10^6$ м³ [Бикбулатов и др., 2003 (Bikbulatov et al., 2003)]. Средняя глубина озера 1.6 м, максимальная – 4.7 м. Среди основных факторов развития растительных сообществ – мелководность, интенсивная гидродинамика, повышенная минерализация воды, высокая внутренняя биогенная нагрузка, превышающая внешнюю [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)].

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Погодные условия летом 2017 г. были близки к типичным для региона исследования. Температура воды в озере в период наблюдений на станциях составляла 22–25.5°C, средняя – $23.2 \pm 0.3^\circ\text{C}$. На речной ст. 1 температура была немного ниже (20.2°C), чем в озере. В целом 2017 г. отличался более резкими изменениями

метеорологических условий, что стало характерным для периода глобального потепления климата. Характеристика станций приведена в книге [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)]. Схема расположения станций представлена на рис. 1.

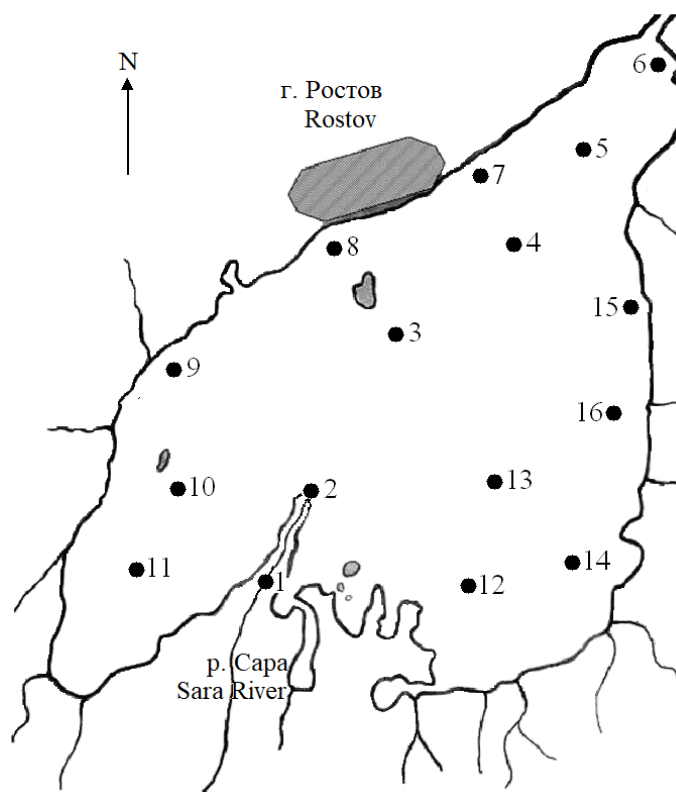


Рис. 1. Схема расположения станций отбора проб в оз. Неро.

Fig. 1. Outlay of sampling stations in Lake Nero.

Глубины на станциях изменялись в пределах 0.4–4 м, прозрачность воды – 20–150 см. Часть исследованных участков (6а, 9а, 10а, 12, 12а, 12б) характеризовалась наличием макрофитов. Глубины на зарастающих станциях составляли 0.4–1.3 м, прозрачность 30–50 см. Типы донных отложений представлены в ос-

новном сапропелем и сапропелем с остатками макрофитов. Только на речной ст. 1 сапропель содержал включения из мелкого песка. Значения влажности и воздушно-сухой объемной массы отложений соответствовали сапропелям (табл. 1).

Таблица 1. Характеристики воды и верхнего (0–10 см) слоя донных отложений на станциях оз. Неро летом 2017 г.

Table 1. Characteristics of water and the upper (0–10 cm) layer of bottom sediments at stations of Lake Nero in summer 2017

Станция Station	Глубина, м Depth, m	Z ₁ , м Z ₁ , m	Z ₂ , м Z ₂ , m	Влаж- ность грунта, % Water con- tent, %	Воздушно-сухая объемная масса грунта, г/см ³ Air-dry volume mass of sediment, g/cm ³	Тип грунта Type of sediment
1	2.6	1.1	0.95	56.4	0.60	сапропель с песком sapropel with sand
2	1.5	0.6	0.45	86.9	0.14	сапропель / sapropel
3	2.0	0.3	—	91.6	0.09	сапропель / sapropel
4	4.0	0.3	0.4	91.0	0.10	сапропель / sapropel
5	1.65	0.3	0.35	90.3	0.10	сапропель / sapropel
6	1.4	0.2	0.35	90.9	0.10	сапропель / sapropel
6а*	0.4	0.3	0.4	92.1	0.08	сапропель / sapropel
7	1.5	0.3	0.35	90.8	0.10	сапропель / sapropel
8	1.6	0.3	0.35	88.0	0.13	сапропель / sapropel
9	1.3	0.3	0.35	86.4	0.15	сапропель / sapropel
9а*	0.5	0.5	0.35	88.0	0.13	сапропель с остатками растений sapropel with plant residues
10	1.5	0.5	0.55	88.7	0.12	сапропель / sapropel
10а*	1.0	0.5	1.0	93.5	0.07	сапропель / sapropel
11	1.7	1.5	1.8	91.3	0.09	сапропель / sapropel
12*	1.3	0.5	0.75	92.3	0.08	сапропель с остатками растений sapropel with plant residues
12а*	1.2	0.4	0.75	91.1	0.09	сапропель с остатками растений sapropel with plant residues
12б*	1.2	0.45	0.8	93.2	0.07	сапропель с остатками растений sapropel with plant residues
13	1.8	0.6	0.45	89.2	0.12	сапропель / sapropel
14	1.5	0.3	0.55	89.8	0.11	сапропель с остатками растений sapropel with plant residues
15	2.0	0.3	0.5	90.6	0.10	сапропель / sapropel
16	1.7	0.35	0.4	89.0	0.12	сапропель / sapropel

Примечание. *Станции с зарослями макрофитов. Z₁ и Z₂ – прозрачность воды в июне и августе соответственно.

Note. *Stations with thickets of macrophytes. Z₁ and Z₂ are water transparencies in June and August respectively.

Пигменты в фитопланктоне. Первые данные о содержании Хл фитопланктона в оз. Неро были получены в безледные периоды 1987–1989 гг. С 2000 по 2004 гг. наблюдения продолжались эпизодически, включая подледный период [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008); Сиделев и др., 2008 (Sidelev et al., 2008)]. Результаты настоящей работы, выполненной летом 2017 г., дополнили представления о продукционных характеристиках планктонных водорослей. Было показано, что концентрация общего Хл на станциях варьирует от 9 до 129 мкг/л (рис. 2). Повышенными

величинами отличаются участки, расположенные в открытой, наиболее глубокой, акватории озера (станции 3, 4, 5), а также фактически все прибрежные станции напротив населенных пунктов. Наиболее высокие концентрации Хл отмечены у г. Ростова (станции 7 и 8), а также у истока р. Вексы (ст. 6). Различия станций по концентрации Хл сохраняются во времени.

Концентрации Хл (без учета его производных) в июне (пределы 9–119, среднее 63±8 мкг/л) были меньше, чем в августе (пределы 12–129, среднее 84±9 мкг/л). Такое же соотношение концентраций выявлено по отдельным

показателям содержания пигментов – Хл и Ф (табл. 2). Вклад дериватов Хл изменялся в июне в пределах 9–43 (среднее $17.4 \pm 2.0\%$), в июле – 17–62% (среднее $29 \pm 3\%$).

Поглощение света каротиноидами почти такое же, как Хл, судя по индексам E_{480}/E_{664}

(табл. 2). Учитывая удельные коэффициенты экстинкции, можно отметить, что концентрации общих каротиноидов в фитопланктоне озера существенно меньше, чем Хл, что характерно для функционирующего сообщества водорослей.

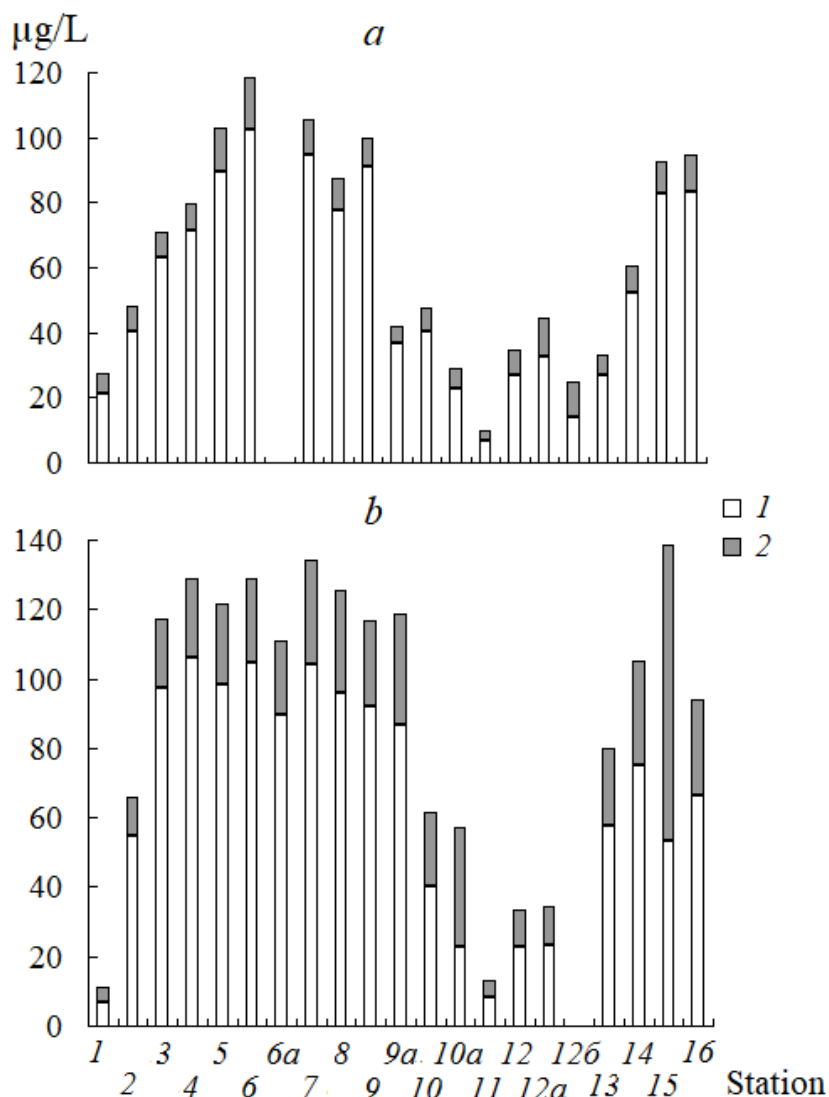


Рис. 2. Концентрации хлорофилла *a* (1) и феопигментов (2) в фитопланктоне оз. Неро в июне (а) и августе (b) 2017 г.

Fig. 2. Concentrations ($\mu\text{g/L}$) of chlorophyll *a* (1) and pheopigments (2) in phytoplankton of Lake Nero in June (a) and August (b) 2017.

Таблица 2. Показатели содержания растительных пигментов в фитопланктоне оз. Неро летом 2017 г.

Table 2. Indicators of plant pigment content in phytoplankton of Lake Nero in summer 2017

Станция Station	28.06.2017			1.08.2017		
	Хл*, мкг/л Chl*, $\mu\text{g/L}$	Ф, % / Ph, %	E_{480}/E_{664}	Хл*, мкг/л Chl*, $\mu\text{g/L}$	Ф, % / Ph, %	E_{480}/E_{664}
1	26.2	22.8	1.11	9.7	35.9	1.09
2	47.8	16.1	0.90	64.8	16.8	1.26
3	72.3	10.9	1.09	115.2	16.7	1.06
4	81.5	10.7	0.96	126.0	17.6	1.14
5	104.0	13.2	0.97	118.6	19.1	1.16
6	119.2	13.7	1.05	125.5	18.8	1.10

Станция Station	28.06.2017			1.08.2017		
	Хл*, мкг/л Chl*, µg/L	Ф, % / Ph, %	E ₄₈₀ /E ₆₆₄	Хл*, мкг/л Chl*, µg/L	Ф, % / Ph, %	E ₄₈₀ /E ₆₆₄
6а	—	—	—	107.8	19.5	1.12
7	107.8	10.0	1.04	128.6	22.6	1.26
8	89.0	11.1	1.04	119.3	23.7	1.08
9	102.5	8.9	1.03	112.7	21.1	1.15
9а	42.3	12.1	1.21	111.2	27.1	1.20
10	47.4	16.1	1.02	55.5	35.0	1.20
10а	28.3	21.7	1.02	45.0	59.9	1.21
11	8.9	32.0	1.40	11.7	36.8	1.19
12	33.3	23.2	1.08	30.5	31.9	1.29
12а	41.7	26.9	1.00	31.3	32.4	1.32
12б	21.6	43.1	1.35	—	—	—
13	32.6	18.4	1.19	74.3	27.8	1.15
14	60.7	14.0	1.14	97.9	28.4	1.20
15	94.7	10.6	0.95	109.3	61.5	1.24
16	96.0	12.3	0.87	87.1	29.1	1.17

Примечание. *Хлорофилл *a* общий, рассчитанный без учета его производных; “—” — нет данных.

Note. *Total chlorophyll *a* calculated without taking into account its derivatives; “—” — no data is available.

Одна из причин пространственных и временных различий продуктивности фитопланктона — развитие макрофитов, поскольку высшая водная растительность ухудшает основные условия функционирования планктонных водорослей: ослабляет интенсивность проникающей в воду солнечной радиации и уменьшает концентрацию элементов минерального питания. Данные наблюдений в 2017 г. показали, что средняя концентрация Хл на станциях с зарослями макрофитов (49 ± 10 мкг/л) была в 1.5 раза меньше, чем на станциях без макрофитов (82 ± 7 мкг/л) (табл. 3). Об угнетающем действии макрофитов на фитопланктон свидетельствуют также дан-

ные по содержанию Ф (табл. 3). Вклад продуктов разрушения Хл был наиболее существенным на станциях с макрофитами (среднее для июня и августа — 30%). На станциях без макрофитов этот показатель составил 20%, что характерно для открытых акваторий водоемов [Бульон, 1978 (Boulion, 1978)]. Данные о роли макрофитов в продуктивности оз. Неро согласуются с результатами моделирования на других озерах при разных значениях географической широты, общего фосфора, глубины и цветности, показавшими, что с увеличением продукции макрофитов уменьшается продукция фитопланктона [Бульон, 2005 (Boulion, 2005); Boulion, 2004].

Таблица 3. Среднее содержание растительных пигментов в фитопланктоне оз. Неро летом 2017 г. на станциях, сгруппированных по разным признакам

Table 3. Average content of plant pigments in phytoplankton of Lake Nero in summer 2017 at stations grouped according to various criteria

Вариант* Variant*	Число станций Number of stations	Хл, мкг/л Chl*, µg/L	Ф, % Ph, %	E ₄₈₀ /E ₆₆₄
I	1	<u>26.2</u> 9.7	<u>22.8</u> 35.9	<u>1.11</u> 1.09
II	14	<u>76.0±8.6</u> 96.2±9.1	<u>14.1±1.6</u> 26.8±3.2	<u>1.05±0.03</u> 1.16±0.02
III	5	<u>33.4±4.0</u> 65.2±18.3	<u>25.4±5.0</u> 34.2±6.8	<u>1.13±0.06</u> 1.23±0.04
IV	19	<u>64.8±7.8</u> 88.0±8.6	<u>17.1±2.0</u> 28.7±3.0	<u>1.07±0.03</u> 1.18±0.02

Примечание. *I — р. Сара (ст. 1), II — станции без зарослей, III — с зарослями макрофитов, IV — все станции озера; над чертой — июнь, под чертой — август.

Note. *(I) Sara River (station 1), (II) stations without thickets, (III) with thickets of macrophytes, (IV) all stations of the lake; top numbers are for June, bottom numbers are for August.

В целом концентрации Хл в оз. Неро относятся к категории величин, характерных для высокопродуктивных водоемов. По данным

работы [Трифонов, 1993 (Trifonova, 1993)], концентрация Хл в планктоне гипертрофных озер составляет более 50 мкг/л. Среднее значе-

ние концентрации общего Хл (без учета Ф) для всех исследованных образцов воды в 2017 г. составляет 74 ± 6 мкг/л, Хл – 60 ± 5 мкг/л. Такие величины относятся к характерным концентрациям летнего периода и согласуются со средними концентрациями в прежние годы: 33–97 мкг/л [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)]. Следовательно, продуктивность фитопланктона в оз. Неро сохраняется на прежнем уровне и относится к гипертрофной категории.

Пигменты в эпифитоне. Продукционные характеристики эпифитона, как известно, существенно варьируют в зависимости от разных факторов – освещенности, температуры, содержания биогенных элементов, глубины, трофического статуса водоема, морфологических особенностей макрофитов и др. [Lalonde, Downing, 1991; Laugaste, Lessok, 2004; Belyaeva,

2017]. В оз. Неро концентрация Хл в эпифитоне летом 2017 г., рассчитанная на единицу поверхности субстрата, изменялась от 1.5 до 225.6 мг/м². Среднее значение на отдельных видах макрофитов различалось в 10 раз и составило 8.3 для камыша, 10.5 для кубышки, 10.9 для рогоза и 89.4 мг/м² для тростника. Средняя концентрация для всех проб составила 40.7 ± 21.4 мг/м², для четырех исследованных видов макрофитов – 29.8 ± 19.9 мг/м². Относительное содержание Ф достигало 38.9%, среднее – $28.4 \pm 1.6\%$ суммы с Хл, что близко к таковому в фитопланктоне (табл. 4). Показатель отношения концентраций желтых и зеленых пигментов эпифитона характеризовался значениями, тоже сопоставимыми с таковыми фитопланктона (табл. 2 и 3).

Таблица 4. Показатели содержания пигментов в эпифитоне оз. Неро летом 2017 г.

Table 4. Indicators of pigment content in epiphyton of Lake Nero in summer 2017

Станция Station	Субстрат Substrate	Хл*, мг/м ² Chl*, mg/m ²	Хл, мг/м ² Chl, mg/m ²	Ф, мг/м ² Ph, mg/m ²	Ф, % Ph, %	E ₄₈₀ /E ₆₆₄
2	Кубышка/ Yellow water-lily	18.6	15.0	4.5	23.1	0.8
5a	Тростник/ Reed	5.1	3.7	2.0	34.8	1.1
6	Камыш/ Bulrush	14.3	9.9	6.2	38.9	0.8
6	Рогоз/ Cattail	1.5	1.1	0.6	35.9	1.0
9	Тростник/ Reed	225.6	182.8	52.3	22.9	0.8
9	Кубышка/ Yellow water-lily	2.4	1.7	0.9	34.6	1.1
11	Рогоз/ Cattail	18.4	14.6	5.0	25.7	0.7
12	Тростник/ Reed	201.9	163.9	45.9	21.8	0.8
14	Рогоз/ Cattail	9.3	7.2	2.7	27.8	0.9
15	Рогоз/ Cattail	14.6	11.8	3.5	22.8	0.9
15	Камыш/ Bulrush	2.4	1.9	0.7	27.5	0.8
15	Тростник/ Reed	5.7	4.4	1.6	27.3	0.9
16	Тростник/ Reed	8.9	7.0	2.5	26.3	1.0
2–16	Среднее/ Mean	40.7 ± 21.4	32.7 ± 17.4	9.9 ± 4.9	28.4 ± 1.6	0.9 ± 0.03

Примечание. *Хлорофилл *a* общий, рассчитанный без учета его производных.

Note. *Total chlorophyll *a* calculated without taking into account its derivatives.

Содержание Хл в эпифитоне летом 2017 г. и в прежние годы было сходным: 25.5 ± 6.1 в июле 1987 г. (среднее за сезон 60.1 ± 10.7 мг/м²) и 48.2 ± 9.6 в июле 2004 г. (за сезон 41.0 ± 8.4 мг/м²) [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)]. Концентрации Хл эпифитона близки к таковым в Ивановском и Угличском водохранилищах, а также в Волжском плесе Рыбинского водохранилища [Метелева, 2017 (Metel'eva, 2017); Mineeva, Metelyeva, 2019]. Наряду с этим известно, что концентрация Хл в эпифитоне некоторых водоемов может быть гораздо больше, чем в оз. Неро. Например, в зарастающем оз. Большое Раковое содержание Хл в эпифитоне достигало 451 мг/м² в июле 1988 г. и 621 мг/м² в июле 1989 г. [Экология..., 1999 (Ecologiya..., 1999)]. При этом концентрация Хл в фитопланктоне оз. Большое Раковое

была невелика (3.5 – 6.1 мкг/л) по сравнению с таковой в оз. Неро. Различную направленность в изменении соотношения между показателями продуктивности эпифитона и фитопланктона обычно рассматривают как итог конкуренции сообществ в разных экологических условиях [Трифорова и др., 2014, 2017 (Trifonova et al., 2014, 2017); Mineeva, Metelyeva, 2019]. На озерах Карельского перешейка было показано, что биомасса перифитона уменьшается по мере возрастания трофии: наибольшая ее величина была отмечена в слабозотрофных озерах, а наименьшая – в эвтрофных и гипертрофных [Трифорова и др., 2014 (Trifonova et al., 2014)].

Растительные пигменты в донных отложениях – интегральные показатели экологического состояния водной экосистемы.

Исследованиями на водоемах Верхней Волги продемонстрирована связь продукционных характеристик донных отложений с трофическим статусом экосистемы и установлено, что с увеличением продуктивности первичного звена трофической цепи возрастает доля площади, занимаемой грунтами с повышенным содержанием растительных пигментов [Сigareва, 2012 (Sigareva, 2012)]. Среди изученных водоемов бассейна Верхней и Средней Волги оз. Неро выделялось максимальным содержанием растительных пигментов в донных отложениях, рассчитанным с учетом площадей грунтов разного типа. Первые данные о растительных пигментах в донных отложениях оз. Неро были полу-

чены в 2000 г. [Сigareва и др., 2004 (Sigareva et al., 2004)]. Эпизодические наблюдения выполнялись также в 2002–2004 гг. [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)].

В 2017 г. исследования фонда растительных пигментов в донных отложениях оз. Неро были продолжены с целью оценки современного состояния экосистемы. Результаты показали, что содержание Хл в сумме с продуктами его разрушения (Хл+Ф) в слое отложений 0–10 см изменяется по станциям более чем в 10 раз – от 42 до 529 мкг/г сухого грунта. Основная часть пигментов (78–99%) состоит из продуктов разрушения Хл (рис. 3).

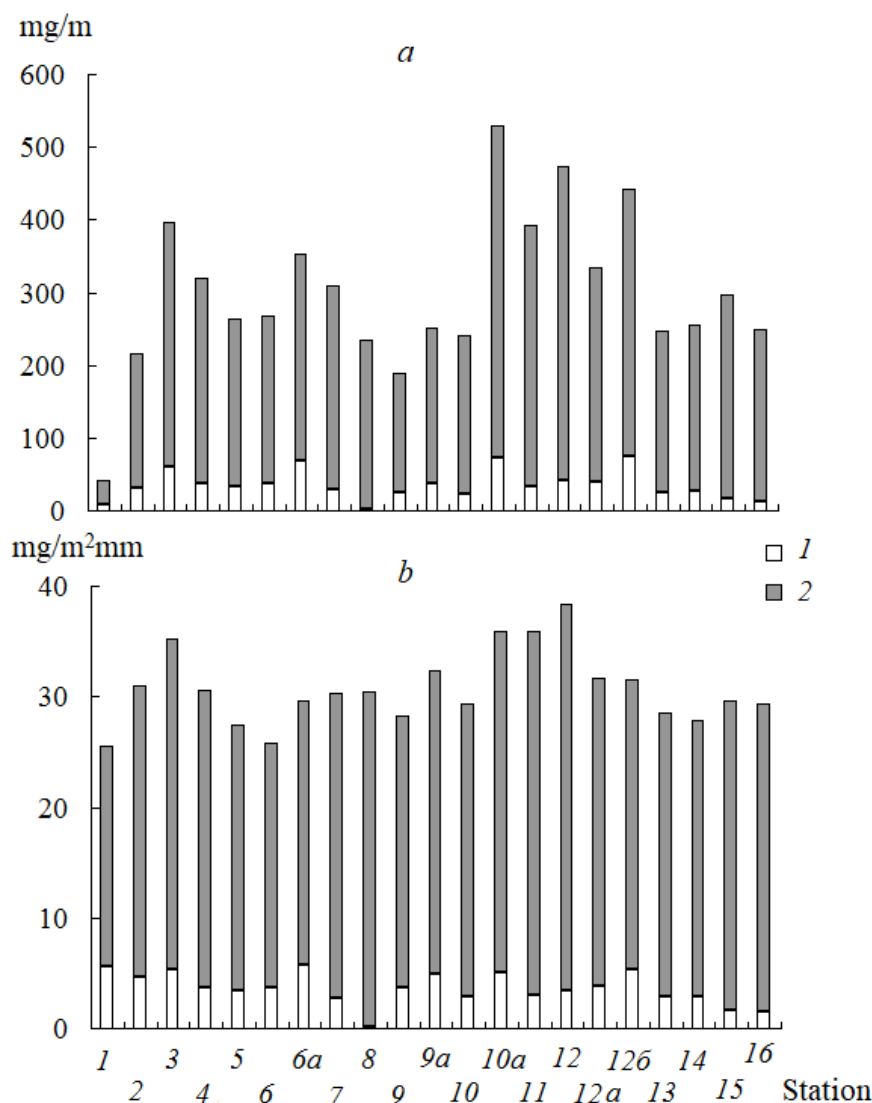


Рис. 3. Концентрации хлорофилла *a* (1) и феопигментов (2) в донных отложениях оз. Неро в 2017 г. *a* – мкг/г сухого осадка, *b* – мг/м²мм сырого грунта.

Fig. 3. Concentrations of chlorophyll *a* (1) and pheopigments (2) in bottom sediments of Lake Nero in 2017. *a* – µg/g dry sediment, *b* – mg/m²mm wet sediment.

Минимальная концентрация Хл+Ф, характерная для мезотрофных условий, отмечена в р. Саре (ст. 1). Другие участки относятся к гипертрофным, поскольку концентрация

Хл+Ф в донных отложениях превышает 120 мкг/г сухого грунта – максимальное значение для эвтрофной категории по [Möller, Scharf, 1986]. Наиболее высоким содержанием

растительных пигментов (от 250 до 529 мкг/г сухого грунта) выделяются зарастающие макрофитами участки (табл. 5).

Содержание осадочных пигментов в сапропеле на участках без макрофитов изменяется в пределах 190–397 мкг/г сухого грунта. Среднее для всех исследованных станций озера значение Хл+Ф (без речной ст. 1) составляет 313 ± 20 мкг/г сухого грунта. Средняя для станций без макрофитов концентрация Хл+Ф в сапропеле – 277 ± 16 , для зарастающих участков в 1.5 раза больше – 397 ± 42 мкг/г сухого грунта (табл. 6).

Установленные различия достоверны по критерию Стьюдента для 5% уровня значимости. Показатели деградации пигментного фонда (процентный вклад Ф в их сумму с Хл, соотношение каротиноидов с Хл – индексы E_{480}/E_{665} и $E_{480}/1.7E_{665к}$) свидетельствуют о том, что растительные пигменты в донных отложениях находятся в сильно деградированном виде, но полного их разрушения не отмечено (табл. 5 и 6). Аналогичная концентрация Хл+Ф в донных отложениях озера была получена ранее по данным съемок в 2000, 2002–2004 гг., когда наиболее часто отмечаемые значения относились к диапазону 200–400 мкг/г сухого грунта. Среднее содержание Хл+Ф в донных отложениях верхнего слоя в 2000 г. было

333.2 ± 58.9 , в 2003 – 311 ± 43 , в 2004 – 272 ± 31 мкг/г сухого грунта. В 2017 г. (313 мкг/г сухого грунта) оно фактически не изменилось. Сходство средних концентраций для верхнего слоя в первые годы наблюдений (2000–2004 гг.) с таковыми в 2017 г. свидетельствует о сохранении уровня продуктивности первичного звена в озере за годы, прошедшие между съемками донных отложений.

Степень деградации пигментного фонда, судя по содержанию Ф и относительному содержанию каротиноидов (индексы – E_{480}/E_{665} и $E_{480}/1.7E_{665к}$), по данным съемки в 2017 г. (табл. 5 и 6), тоже сопоставима с таковой в прежние годы. Многолетний ряд данных для концентрации Хл+Ф в расчете на толщину слоя отложений 1 мм в верхнем слое представлен следующими величинами: в сентябре 2000 – 58.2 ± 5.7 , в октябре 2002 – 51.8 ± 7.8 , в июле 2003 – 28.4 ± 2.1 , в июле 2004 – 29.4 ± 3.8 , в мае-сентябре 2004 – 31.1 ± 2.4 , в июне 2017 – 31.0 ± 0.7 , в августе 2017 – 32.7 ± 3.6 мг/м². Полученный ряд данных характеризуется в целом сходными значениями Хл+Ф без строгой направленности. Только в первые годы наблюдений концентрация Хл+Ф была выше, чем в остальные годы.

Таблица 5. Показатели содержания растительных пигментов в верхнем слое донных отложений на станциях оз. Неро в июне 2017 г.

Table 5. Indicators of plant pigment content in the upper layer of bottom sediments at stations of Lake Nero in June 2017

Станция Station	Хл+Ф, мг/м ² мм Chl+Ph, mg/m ² mm	Хл, мг/м ² мм Chl, mg/m ² mm	Ф, % Ph, %	E_{480}/E_{664}	$E_{480}/1.7E_{665к}$ $E_{480}/1.7E_{665а}$
1	25.5	5.6	78.1	2.40	1.63
2	31.0	4.6	85.2	3.74	2.43
3	35.2	5.4	84.8	4.05	2.63
4	30.6	3.6	88.1	4.28	2.73
5	27.4	3.5	87.4	4.29	2.74
6	25.8	3.7	85.7	4.17	2.70
6а	29.6	5.8	80.5	3.34	2.23
7	30.3	2.8	90.8	4.41	2.76
8	30.5	0.2	99.5	4.14	2.45
9	28.3	3.7	86.8	3.80	2.44
9а	32.4	4.9	84.8	3.60	2.34
10	29.3	2.8	90.3	3.71	2.33
10а	35.9	5.0	86.1	3.36	2.17
11	35.9	3.1	91.5	3.45	2.15
12	38.4	3.4	91.2	3.20	2.00
12а	31.7	3.8	88.1	3.90	2.49
12б	31.6	5.3	83.3	2.97	1.95
13	28.6	2.9	90.0	3.75	2.36
14	27.9	2.9	89.7	3.55	2.24
15	29.6	1.7	94.4	3.73	2.28
16	29.4	1.5	95.0	4.01	2.44

Таблица 6. Среднее содержание растительных пигментов в верхнем (0–10 см) слое донных отложений оз. Неро в июне 2017 г. на станциях, сгруппированных по разным признакам**Table 6.** Mean content of plant pigments in the upper (0–10 cm) layer of bottom sediments of Lake Nero in June 2017 at stations grouped according to various criteria

Вариант* Variant*	Хл+Ф/ Chl+Ph		Хл, мкг/г сухого грунта Chl, µg/g dry sediment	Ф, % Ph, %	E ₄₈₀ /E ₆₆₅	E ₄₈₀ /1.7E _{665к} E ₄₈₀ /1.7E _{665а}
	мкг/г сухого грунта µg/g dry sediment	мг/м ² мм mg/m ² mm				
I	42.4	25.5	9.3	78.1	2.40	1.63
II	277±16.2	30.0±0.7	28.1±3.7	89.9±1.1	3.9±0.1	2.5±0.1
III	397±41.8	33.3±1.3	56.1±7.3	85.6±1.5	3.4±0.1	2.2±0.1
IV	313±20.6	31.0±0.7	36.5±4.4	88.7±1.0	3.8±0.1	2.4±0.1

Примечание. *I – р. Сара (ст. 1), II – открытая часть озера без зарослей (станции 2–11, 13–16), III – с зарослями макрофитов (станции 6а, 9а, 10а, 12, 12а, 12б), IV – все станции озера.

Note. *(I) Sara River (station 1), (II) open part of the lake without thickets (stations 2–11, 13–16), (III) with thickets of macrophytes (stations 6a, 9a, 10a, 12, 12a, 12b), (IV) all stations of the lake.

Динамика Хл+Ф в донных отложениях связана с многолетней изменчивостью продуктивности первичного звена трофической цепи экосистемы озера. Подтверждением служат итоги изучения фитопланктона. Как отмечалось выше, основной показатель продуктивности планктонных водорослей – среднегодовая концентрация Хл с 1987 по 2004 гг. варьировала в пределах 33–97 мкг/л, что свидетельствует о значительной межгодовой динамике продуктивности гипертрофного озера [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008); Сиделев и др., 2008 (Sidelev et al., 2008)]. Максимальная продуктивность фитопланктона отмечена в 2000 г., что может быть связано с подъемом интенсивности суммарной солнечной радиации [Структура..., 2018 (Structura..., 2018)]. В этом же году отмечена наибольшая средняя концентрация Хл в фитопланктоне озера. Содержание Хл для фитопланктона в столбе воды составляет 110.9 мг/м² в 1987, 88.2 мг/м² в 2004 и 117.6 мг/м² в 2017 гг. Поскольку трехкратная прозрачность на большинстве участков озера превышает глубину, можно считать, что фитопланктон в основном находится в зоне фотосинтеза. Концентрация Хл в эпифитоне 25.5, 48.2 и 40.7 мг/м² субстрата в 1987, 2004 и

2017 гг. соответственно. Содержание Хл+Ф (26–38 мг/м²мм) и Хл (0.2–5.8 мг/м²мм) в верхнем слое сапропеля (табл. 5) заметно меньше, чем в эпифитоне, что дает основание предположить незначительную роль микрофитобентоса в формировании первичной продукции оз. Неро. Между всеми растительными сообществами существуют конкурентные отношения, о чем свидетельствует различная вариабельность продукционных характеристик: самой высокой изменчивостью характеризуется концентрация Хл эпифитона (190%), затем – фитопланктона (54%) и донных отложений (29%). Наибольшая (среди водорослей) концентрация Хл в эвфотической зоне отмечена для фитопланктона, поэтому можно считать, что основной вклад в первичную продукцию озера составляет фитопланктон.

Итоги изучения вертикального распределения пигментов в колонках сапропеля [Sigareva et al., 2019] показали, что гипертрофный статус был характерен для озера продолжительное время. Если считать, что средняя скорость осадконакопления в озере 1 мм/г., то 40–80 см, характеризующие длину исследованных кернов, будут соответствовать приблизительно 400–800 годам.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Содержание растительных пигментов Хл+Ф в функционирующих сообществах оз. Неро – фитопланктоне и эпифитоне в летний период 2017 г. характеризуется высокими величинами при сравнительно небольшом вкладе продуктов деградации Хл. Содержание пигментов в донных отложениях озера тоже относится к высоким значениям, но при абсолютном преобладании Ф по сравнению с Хл. Во все исследуемые годы, включая 2017, по содержанию растительных пигментов фитопланктона и донных отложений оз. Неро ха-

рактеризуется значениями гипертрофной категории. По концентрации Хл+Ф озеро занимает лидирующее положение среди изученных водоемов Ярославской области. Трофическое состояние озера остается стабильным на протяжении последних 800 лет, несмотря на многолетнюю динамику растительных сообществ. Отмечаются признаки естественного эвтрофирования озера – возрастание концентрации Хл+Ф от нижних слоев кернов к верхним. Экосистема озера находится на последней стадии олиготрофно-эвтрофной сукцессии, после

которой последует заболачивание, а затем и исчезновение озера как водного объекта. Следовательно, любое антропогенное вмешательство, в том числе и выемка сапропеля, может непредсказуемо повлиять на состояние донных отложений и, соответственно, на про-

дуктивность и экологическое состояние экосистемы. Полученные данные дополняют результаты мониторинга структуры и функционирования гидробионтов в гипертрофном озере и могут использоваться для изучения продуктивности растительных сообществ.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы выражают благодарность В. В. Законнову за сбор проб донных отложений и Т. П. Зайкиной за помощь в определении пигментов фитопланктона.

Работа выполнена в рамках государственного задания № АААА-А18-118012690096-1.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Литвинов А.С., Поддубный С.А. Гидрология и гидрохимия озера Неро. Рыбинск: Дом печати, 2003. 192 с.
- Бульон В.В. Продукция фитопланктона и макрофитов: моделирование и прогноз // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск: Дом печати, 2005. С. 32–44.
- Бульон В.В. Содержание феопигментов в планктоне // Гидробиол. ж. 1978. Т. 14. № 3. С. 62–70.
- Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск: Изд-во АН БССР, 1960. 329 с.
- Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельск. науч. центр РАН, 2007. 395 с.
- Метелева Н.Ю. Пигментные характеристики летнего эпифитона водохранилищ Верхней Волги // Вода: химия и экология. 2017. № 3. С. 34–39.
- Метелева Н.Ю. Эпифитон озера Неро // Биология внутр. вод. 2001. № 4. С. 32–45.
- Сigareва Л.Е. Хлорофилл в донных отложениях волжских водоемов. М.: Тов-во научных изданий КМК. 2012. 217 с.
- Сigareва Л.Е., Тимофеева Н.А. Содержание растительных пигментов в литоральных отложениях Рыбинского водохранилища в различные по водности годы // Биология внутр. вод. 2004. № 1. С. 25–35.
- Сigareва Л.Е., Тимофеева Н.А., Бабаназарова О.В., Зубишина А.А. Содержание растительных пигментов в сапропеле оз. Неро // Биология внутр. вод. 2004. № 2. С. 39–46.
- Сиделев С.И., Бабаназарова О.В., Рычкова Е.Н. Многолетние изменения концентраций хлорофилла *a* в мелководном высокоэвтрофном озере // Водные экосистемы: трофические уровни и проблемы поддержания биоразнообразия: Матер. Всерос. конф. с международ. уч. Вологда: Центр оперативной полиграфии “Коперник”, 2008. С. 102–105.
- Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века. М.: Наука, 2008. 406 с.
- Структура и функционирование экосистемы Рыбинского водохранилища в начале XXI века. М.: РАН, 2018. 456 с.
- Трифорова И.С. Оценка трофического статуса водоемов по содержанию хлорофилла *a* в планктоне // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. СПб: Гидрометеиздат, 1993. С. 158–163.
- Трифорова И.С., Афанасьева А.Л., Беляков В.П., Бардинский Д.С., Родионова Н.В., Русанов А.Г., Станиславская Е.В. Влияние колебаний гидрологического режима на состояние биологических сообществ эвтрофирующегося озера // Изв. Самар. науч. центра РАН. 2017. Т. 19. № 2(3). С. 561–568.
- Трифорова И.С., Афанасьева А.Л., Русанов А.Г., Станиславская Е.В. Растительные сообщества озер центральной части Карельского перешейка как индикаторы их экологического состояния // Изв. Самар. науч. центра РАН. 2014. Т. 16. № 1(4). С. 1034–1038.
- Трифорова И.С., Денисова И.А., Станиславская Е.В., Афанасьева А.Л. Первичная продукция и трофический статус макрофитного озера Большое Раковое (Карельский перешеек) // Биология внутр. вод. 1998. № 3. С. 9–18.
- Экология зарастающего озера и проблема его восстановления. СПб.: Наука, 1999. 222 с.
- Belyaeva P.G. Photosynthetic pigments of phytoplankton in the Sylva River (Middle Ural) // Inland Water Biology. 2017. Vol. 10. № 1. P. 52–58. DOI: 10.1134/S1995082917010035
- Boulion V.V. Contribution of major groups of autotrophic organisms to primary production of water bodies // Water Resour. 2004. V. 31. № 1. P. 92–102. DOI: 10.1023/B:WARE.0000013579.89883.55
- Jeffrey S.W., Humphrey G.F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b* and *c* in higher plants, algae and natural phytoplankton // Biochem. Physiol. Pflanz. 1975. Vol. 167. № 2. P. 191–194. DOI: 10.1016/S0015-3796(17)30778-3
- Lalonde S., Downing J.A. Epiphyton biomass is related to lake trophic status, depth, and macrophyte architecture // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 1991. V. 48. № 11. P. 2285–2291. DOI: 10.1139/f91-268
- Laugaste R., Lessok K. Planktonic algae and epiphyton of the littoral in lake Peipsi, Estonia // Limnologia. 2004. Vol. 34. № 1–2. P. 90–97. DOI: 10.1016/S0075-9511(04)80026-4
- Lorenzen C.J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations // Limnol. Oceanogr. 1967. Vol. 12. № 2. P. 343–346. DOI: 10.4319/lo.1967.12.2.0343

- Mineeva N.M., Metelyeva N.Yu. Comparative characteristics of phytoplankton and epiphyton productivity in the Upper Volga Reservoirs // *Inland Water Biology*. 2019. V. 12. Suppl. 1. P. 37–44. DOI: 10.1134/S1995082919050146
- Möller W.A.A., Scharf B.W. The content of chlorophyll in the sediment of the volcanic maar lakes in the Eifel region (Germany) as an indicator for eutrophication // *Hydrobiologia*. 1986. Vol. 143. № 1. P. 327–329. DOI: 10.1007/BF00026678
- Müller U. Vertical zonation and production rates of epiphytic algae on *Phragmites australis* // *Freshwater Biol.* 1995. Vol. 34. № 1. P. 69–80. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1995.tb00424.x
- Sigareva L.E., Timofeeva N.A., Zakonnov V.V., Rusanov A.G., Ignatyeva N.V., Pozdnyakov Sh.R. Features of natural eutrophication of shallow Lake Nero based on sedimentary pigments // *Inland Water Biology*. 2019. Vol. 12. Suppl. 2. P. 33–41. DOI: 10.1134/S1995082919060129
- Yacobi Y.Z., Zohary T. Carbon:chlorophyll *a* ratio, assimilation numbers and turnover times of Lake Kinneret phytoplankton // *Hydrobiologia*. 2010. Vol. 639. P. 185–196. DOI: 10.1007/s10750-009-0023-3

REFERENCES

- Belyaeva P.G. Photosynthetic pigments of phytoperiphyton in the Sylva River (Middle Ural). *Inland Water Biology*, 2017, vol. 10, no. 1, pp. 52–58. doi: 10.1134/S1995082917010035
- Bikbulatov E.S., Bikbulatova E.M., Litvinov A.S., Poddubnyi S.A. *Gidrologiya i gidrokimiya ozera Nero* [Hydrology and Hydrochemistry of Lake Nero]. Rybinsk: Dom Pechati, 2003, 192 p. (In Russian)
- Boulion V.V. Soderzhanie feopigmentov v planktone [Content of pheopigments in plankton]. *Gidrobiol. Zh.*, 1978, Bd. 14, no. 3, pp. 62–70. (In Russian)
- Boulion V.V. Contribution of major groups of autotrophic organisms to primary production of water bodies. *Water Resour.*, 2004, vol. 31, no. 1, pp. 92–102. doi: 10.1023/B:WARE.0000013579.89883.55
- Boulion V.V. *Produksiya fitoplanktona i makrofitov: modelirovanie i prognoz* [Production of phytoplankton and macrophytes: modeling and forecast]. Aktual'nye problemy ratsional'nogo ispol'zovaniya biologicheskikh resursov vodokhranilishch. Rybinsk: Dom pechati, 2005, pp. 32–44. (In Russian)
- Ekologiya zarastayushchego ozera i problema ego vosstanovleniya* [Ecology of the overgrowing lake and the problem of its restoration]. SPb.: Nauka, 1999, 222 s. (In Russian)
- Jeffrey S.W., Humphrey G.F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b* and *c* in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz.*, 1975, vol. 167, no. 2, pp. 191–194. doi: 10.1016/S0015-3796(17)30778-3
- Kitaev S.P. *Osnovy limnologii dlya gidrobiologov i ikhtologov* [Fundamentals of limnology for hydrobiologists and ichthyologists]. Petrozavodsk: Karel. nauch. tsentr Ross. Akad. Nauk, 2007, 395 p. (In Russian)
- Lalonde S., Downing J.A. Epiphyton biomass is related to lake trophic status, depth, and macrophyte architecture. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1991, vol. 48, no. 11, pp. 2285–2291. doi: 10.1139/f91-268
- Laugaste R., Lessok K. Planktonic algae and epiphyton of the littoral in lake Peipsi, Estonia. *Limnologica*, 2004, vol. 34, no. 1–2, pp. 90–97. doi: 10.1016/S0075-9511(04)80026-4
- Lorenzen C.J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 1967, vol. 12, no. 2, pp. 343–346. doi: 10.4319/lo.1967.12.2.0343
- Metelyeva N.Yu. Epifiton ozera Nero [Epiphyton of Lake Nero]. *Biologiya vnutr. vod*, 2001, no. 4, pp. 32–45. (In Russian)
- Metelyeva N.Yu. Pigmentnye kharakteristiki letnego epifitona vodokhranilishch Verkhney Volgi [Pigment characteristics of summer epiphyton in reservoirs of the Upper Volga]. *Voda: khimiya i ekologiya*, 2017, no. 3, pp. 34–39. (In Russian)
- Mineeva N.M., Metelyeva N.Yu. Comparative characteristics of phytoplankton and epiphyton productivity in the Upper Volga Reservoirs. *Inland Water Biol.*, 2019, vol. 12, suppl. 1, pp. 37–44. doi: 10.1134/S1995082919050146
- Möller W.A.A., Scharf B.W. The content of chlorophyll in the sediment of the volcanic maar lakes in the Eifel region (Germany) as an indicator for eutrophication. *Hydrobiologia*, 1986, vol. 143, no. 1, pp. 327–329. doi: 10.1007/BF00026678
- Müller U. Vertical zonation and production rates of epiphytic algae on *Phragmites australis*. *Freshwater Biol.*, 1995, vol. 34, no. 1, pp. 69–80. doi: 10.1111/j.1365-2427.1995.tb00424.x
- Sidelev S.I., Babanazarova O.V., Rychkova E.N. Mnogoletnie izmeneniya kontsentratsiy khlorofilla *a* v melkovodnom vysokoevτροφном озере [Long-term changes in concentrations of chlorophyll *a* in a shallow-water highly eutrophic lake]. *Vodnye ekosistemy: troficheskie urovni i problemy podderzhaniya bioraznoobraziya: Mater. Vseros. konf. S mezhdunarod. uch.* Vologda: Tsentr operativnoy poligrafii “Kopernik”, 2008, pp. 102–105. (In Russian)
- Sigareva L.E., Timofeeva N.A. Soderzhanie rastitel'nykh pigmentov v litoral'nykh otlozheniyakh Rybinskogo vodokhranilishcha v razlichnye po vodnosti gody [Content of vegetative pigments in bottom sediments of the Rybinsk reservoir littoral in different water-level years]. *Biologiya vnutr. vod*, 2004, no. 1, pp. 25–35. (In Russian)
- Sigareva L.E., Timofeeva N.A., Babanazarova O.V., Zubishina A.A. Soderzhanie rastitel'nykh pigmentov v sapropele oz. Nero [The Content of vegetative pigments in sapropel of Lake Nero]. *Biologiya vnutr. Vod*, 2004, no. 2, pp. 39–46. (In Russian)
- Sigareva L.E., Timofeeva N.A., Zakonnov V.V., Rusanov A.G., Ignatyeva N.V., Pozdnyakov Sh.R. Features of natural eutrophication of shallow Lake Nero based on sedimentary pigments. *Inland Water Biol.*, 2019, vol. 12, suppl. 2, pp. 33–41. doi: 10.1134/S1995082919060129

- Sigareva L.E. *Khlorofill v donnykh otlozheniyakh volzhskikh vodoemov* [Chlorophyll in bottom sediments of Volga Reservoirs]. M.: Tovarishestvo nauchnykh izdaniy KMK, 2012, 217 p. (In Russian)
- Sostoyanie ekosistemy ozera Nero v nachale XXI veka* [The State of the ecosystem of Lake Nero at the beginning of the XXI century]. M.: Nauka, 2008, 406 p. (In Russian)
- Struktura i funktsionirovanie ekosistemy Rybinskogo vodokhranilishcha v nachale XXI veka* [Structure and functioning of the ecosystem of the Rybinsk reservoir at the beginning of the 21st century]. M.: RAN, 2018, 456 p. (In Russian)
- Trifonova I.S. Otsenka troficheskogo statusa vodoemov po sodержaniyu khlorofilla *a* v planktone [Estimation of the trophic status of water bodies on the base of content of chlorophyll *a* in plankton]. *Metodicheskie voprosy izucheniya pervichnoy produktsii planktona vnutrennikh vodoemov*. SPb.: Gidrometeoizdat, 1993, pp. 158–163. (In Russian)
- Trifonova I.S., Afanasieva A.L., Belyakov V.P., Bardinskiy D.S., Rodionova N.V., Rusanov A.G., Stanislavskaya E.V. Vliyaniye kolebaniy gidrologicheskogo rezhima na sostoyaniye biologicheskikh soobshchestv evtrofiruyushchegosya ozera [Influence of hydrological regime changes on the state of biological communities of a lake in condition of eutrophication]. *Izv. Samar. nauch. tsentra RAN*, 2017, bd. 19, no. 2(3), pp. 561–568. (In Russian)
- Trifonova I.S., Afanasieva A.L., Rusanov A.G., Stanislavskaya E.V. Rastitel'nye soobshchestva ozer tsentral'noy chasti Karel'skogo peresheyka kak indikatory ikh ekologicheskogo sostoyaniya [Vegetable communities in the lakes of Karelian isthmus central part as indicators of their ecological state]. *Izv. Samar. nauch. tsentra RAN*, 2014, bd. 16, no. 1(4), pp. 1034–1038. (In Russian)
- Trifonova I.S., Denisova I.A., Stanislavskaya E.V., Afanasieva A.L. Pervichnaya produktsiya i troficheskiy status makrofitnogo ozera Bol'shoe Rakovoe (Karel'skiy peresheek) [Primary production and trophic status of the macrophytic Lake Bol'shoe Rakovoe (Karelian Isthmus)]. *Biologiya vnutr. Vod*, 1998, no. 3, pp. 9–18. (In Russian)
- Vinberg G.G. *Pervichnaya produktsiya vodoemov* [Primary production of water bodies]. Minsk: Izd-vo AN BSSR, 1960, 329 p. (In Russian)
- Yacobi Y.Z., Zohary T. Carbon:chlorophyll *a* ratio, assimilation numbers and turnover times of Lake Kinneret phytoplankton. *Hydrobiologia*, 2010, vol. 639, pp. 185–196. doi: 10.1007/s10750-009-0023-3

PIGMENT CONTENT IN PHYTOPLANKTON, EPIPHYTON AND BOTTOM SEDIMENTS OF LAKE NERO

L. E. Sigareva, N. A. Timofeeva, N. Yu. Meteleva

*Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences,
Borok, Nekouzskii raion, Yaroslavl oblast, 152742 Russia, e-mail: sigareva@ibiw.ru*

This article presents new data on pigment concentrations in phytoplankton, epiphyton and bottom sediments of the shallow highly productive Lake Nero (Yaroslavl Region, Russia) based on survey materials in summer 2017. The depths at the stations varied within 0.4–4 m, the values of water transparency were 20–150 cm. The bottom sediments of the lake were sapropel or sapropel with remains of macrophytes. The pigment concentrations were determined by spectrophotometric method in 90% acetone extract. The average concentrations of chlorophyll *a* were 73.5 ± 6.1 µg/L in phytoplankton and 40.7 ± 21.4 mg/m² of substrate in epiphyton, the sum of chlorophyll *a* with pheopigments in bottom sediments was 313 ± 20.6 µg/g dry sediment. These values are comparable to those in the previous observation years. The relative content of pheopigments (in the sum with chlorophyll *a*) was characterized by low values in the functioning communities of phytoplankton ($23 \pm 2\%$) and epiphyton ($28 \pm 2\%$) and reached the highest value in bottom sediments ($89 \pm 1\%$). There are competitive relations between all plant communities, as evidenced by the different variability of their production characteristics. The variation coefficient of the chlorophyll concentration reached 190% in epiphyton and only 54% in phytoplankton, while the coefficient of variation of the content of chlorophyll *a* with pheopigments in bottom sediments was 29%. The spatial distribution of algal pigments depended on the presence of macrophyte thickets. Overgrowing of the water area with macrophytes affected the content of pigments in phytoplankton negatively but the pigment accumulation in bottom sediments positively. The average chlorophyll concentration of phytoplankton at stations with macrophyte thickets (49 ± 10 µg/L) was 1.5 times less than at stations without macrophytes (82 ± 7 µg/L). In sapropel, the mean value of the sum of chlorophyll *a* and its derivatives in open sites was 277 ± 16 and in overgrown areas was 397 ± 42 µg/g dry sediment. The trophic state of the lake has remained hypertrophic for the last 800 years, despite the long-term dynamics of plant communities. The ecosystem of the lake Nero is at the last stage of succession.

Keywords: chlorophyll *a*, pheopigments, phytoplankton, epiphyton, bottom sediments

ФИТОПЛАНКТОН ОЗЕРА НЕРО В ЛЕТНИЙ ПЕРИОД 2017 г.**Л. Г. Корнева¹, И. В. Митропольская¹, С. И. Сиделев²,
В. В. Соловьева¹, Е. Г. Сахарова¹, О. С. Макарова¹**¹Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: korneva@ibiw.ru²Ярославский государственный университет им. П.Г. Демидова
150057 Ярославль, проезд Матросова, 9

Поступила в редакцию 17.06.2020

Представлены сведения о численности, биомассе и составе доминирующих видов фитопланктона сапропелевого мелководного высокотрофного оз. Неро в июне и августе 2017 г. Проведены анализ его пространственного распределения по акватории озера, сравнение полученных данных с результатами предшествующего периода исследования до 2012 г. и статистический анализ связи численности и биомассы фитопланктона с некоторыми гидрофизическими и гидрохимическими параметрами. По значению средней биомассы фитопланктона (16.6 ± 1.7 г/м³) экосистема озера находилась в конце стадии эвтрофии или начале гипертрофии. Наименьшая биомасса (0.7 г/м³ в июне и 2.3 г/м³ в августе) отмечена в зоне зарослей высшей водной растительности. Максимальная биомасса (22 г/м³ в июне и 32 г/м³ в августе) наблюдалась на участке, расположенном напротив г. Ростова. Эти значения биомассы близки к таковым, полученным в многоводном 2012 г. На фоне снижения максимальных величин суммарной биомассы фитопланктона в 2017 г. его доминирующий комплекс по-прежнему формировали нитчатые безгетероцистные цианобактерии из группы видов “S” типа. В июне основной доминирующий комплекс составляли цианобактерии *Limnothrix redekei* (Van Goor) Meffert, *Pseudanabaena limnetica* (Lemm.) Komárek и *Aphanizomenon gracile* (Lemm.) Lemm. В августе к ним присоединялись *Limnothrix planctonica* (Wolosz.) Meffert, *Planktolyngbya limnetica* (Lemm.) Kom.-Legn. et Cronb, *Aphanocapsa holsatica* (Lemm.) Cronb. et Komárek, *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. и *M. wesenbergii* (Kom.) Kom.. По сравнению с предшествующими исследованиями обнаружено снижение обилия цианобактерии *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anag. et Komárek и диатомовых *Aulacoseira ambigua* (Grun.) Sim. и *A. granulata* (Ehr.) Sim. В Левском заливе, где наблюдались самые низкие численность и биомасса фитопланктона, доминировали миксотрофные фитофлагелляты (криптофитовые водоросли). Установлено многофакторное лимитирование развития фитопланктона в летний период, в том числе азотом, сульфатами и хлоридами.

Ключевые слова: озеро Неро, фитопланктон, доминирующие виды, численность, биомасса, абиотические факторы, эвтрофирование.

DOI: 10.47021/0320-3557-2020-61-73

ВВЕДЕНИЕ

Озеро Неро ($57^{\circ}06' - 57^{\circ}12'$ с.ш., $39^{\circ}21' - 39^{\circ}30'$ в.д.) мелководный (средняя глубина 1.6 м, максимальная – 4.7 м) сапропелевый эвтрофно-гипертрофный водоем, расположенный в южной части Ростовской низины в бассейне Горьковского водохранилища. Толща воды озера постоянно обогащается минеральными биогенными веществами, поступающими из донных отложений. Северная часть озера подвержена сильному антропогенному воздействию за счет бытовых и промышленных стоков г. Ростова. Основные заросли макрофитов сосредоточены в южной части озера, а степень его зарастания составляет ~30% [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)]. Озеро отличается повышенной минерализацией и своеобразным гидрохимическим составом вод, что связано с характерным для бассейна оз. Неро выходом соленых вод и гидрохимических аномалий [Бикбулатов и др., 2003 (Bikbulatov

et al., 2003); Симонова и др., 2018 (Simonova et al., 2018)]. Средняя минерализация (ежемесячная с марта по октябрь 1983–1984 гг.) составляла 340 мг/л [Бикбулатов и др., 2003 (Bikbulatov et al., 2003)]. Изучение биоты водоемов, находящихся на заключительных стадиях экологической сукцессии, когда в автотрофном звене водной экосистемы наблюдается конкуренция между фитопланктоном и высшей водной растительностью, важно для понимания причин и направления эволюции водных сообществ в ходе эвтрофирования. Последние подробные сведения о фитопланктоне оз. Неро относятся к 2012 и 2013 гг. [Отчет..., 2012, 2013 (Otchet..., 2012, 2013); Babanazarova et al., 2018)]. Поэтому задача данного исследования – дать оценку состояния фитопланктона оз. Неро в летний период в 2017 г. и связи степени развития фитопланктона с различными параметрами водной среды.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследования проводили на 16 станциях, расположенных по всей акватории озера (рис. 1), в июне и августе 2017 г. Для учета таксономического состава, численности и биомассы фитопланктона пробы отбирали из поверхностного слоя воды батометром Рутнера. Концентрацию фитопланктона для количественного учета водорослей осуществляли методом прямой фильтрации воды под давлением последовательно через мембранные фильтры с диаметром пор 5 мкм и 1.2 мкм. Пробы сгущали до объема 5 мл и консервировали раствором Люголя с добавлением формалина и ледяной уксусной кислоты [Методика..., 1975 (Metodika..., 1975)]. Количественная оценка проводилась с использованием световых микроскопов ММБИ-1 (ЛОМО), NU-2 и Primo Starr (Karl Zeiss). Клетки водорослей учитывали в счетной камере “Учинская-2”

объемом 0.01 или 0.02 мл. Для определения биомассы использовали обычный счетно-объемный стереометрический метод [Методика..., 1975 (Metodika..., 1975)]. Линейные размеры получали путем измерения клеток каждого встреченного организма. К доминирующим относили виды, составляющие $\geq 10\%$ от общей численности и биомассы фитопланктона. В августе 2017 г. проводили совместные исследования фитопланктона и измерения гидрохимических показателей для анализа современных связей между показателями фитопланктона и водной среды [Отчет..., 2017 (Otchet..., 2017)]. Оценку связи биотических и абиотических параметров осуществляли с помощью коэффициента детерминации для линейной регрессии и коэффициента ранговой корреляции Спирмена.

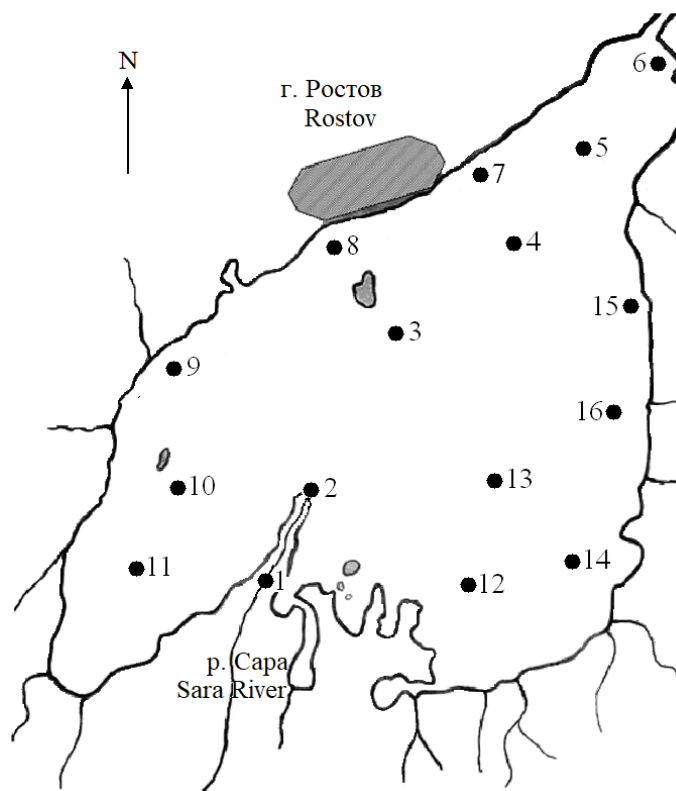


Рис. 1. Расположение станций отбора проб на оз. Неро летом 2017 г. Цифры – номера станций.

Fig. 1. Location of sampling stations on the Nero Lake in summer 2017. Digits – station numbers.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В июне 2017 г. температура в поверхностном слое воды оз. Неро варьировала от 17 до 19°C и в среднем составляла 18°C, прозрачность воды по диску Секки изменялась в пределах 20–150 см, средняя достигала 47±7 см. В августе температура и прозрачность воды повышались (табл. 1). Содержание общего фосфора и азота соответствовали concentra-

циям, характерным для эвтрофных вод [Eutrophication..., 1982; Forsberg, Ryding, 1980].

В июне 2017 г. в планктоне оз. Неро общее число таксонов водорослей рангом ниже рода в пробе варьировало от 41 до 65 (табл. 2), составляя в среднем 48±2. В августе этот показатель увеличивался в 1.3 раза и варьировал от 48 до 81, составляя в среднем 61±3. При этом соотношение числа видов различных

крупных таксономических групп водорослей в июне и в августе практически не различалось. Наибольшее разнообразие в составе фитопланктона наблюдалось среди зеленых водорослей (табл. 1): 44 и 41% в июне и августе соответственно. На втором месте стояли циа-

нобактерии (21 и 23% от общего числа видов), на третьем – диатомовые (16 и 15%). Видовое богатство остальных таксономических групп фитопланктона в среднем не превышало 8% от суммарного числа видов в пробе.

Таблица 1. Изменение некоторых гидрофизических и гидрохимических параметров оз. Неро в августе 2017 г.

Table 1. Changes of some hydrophysical and hydrochemical parameters in the Lake Nero in August 2017

Статистические параметры Statistical parameters	Температура воды, °C Temperature, °C	Прозрачность, см Secchi depth, cm	P _{общ.} , мг/л TP, mg/l	N _{общ.} , мг/л TN, mg/l	N _{общ.} /P _{общ.} TN/TP	ВВ, мг/л TSM, mg/l	Σ ионов, мг/л Σ ions, mg/l	Cl ⁻ , мг/л Cl ⁻ , mg/l	SO ₄ ²⁻ , мг/л SO ₄ ²⁻ , mg/l
Среднее Average	23.0±0.3	57±10	0.080±0.005	0.599±0.031	7.7±0.4	6.7±0.6	281±9	14.8±0.6	12.1±0.4
Мин.–макс. Min.–Max.	20.2–25.5	35–180	0.046–0.121	0.430–0.830	5.0–9.8	2.0–10.9	249–375	8.1–17.9	9.3–15.1

Примечание. ВВ – взвешенное вещество.

Note. TSM – total suspended matter.

Таблица 2. Изменение числа видов и внутривидовых таксонов в различных систематических группах фитопланктона оз. Неро в июне и августе 2017 г.

Table 2. Changes in the number of species and intraspecific taxa in various systematic phytoplankton groups of Lake Nero in June and August 2017

№ станции № station	Bacillariophyta	Cyanobacteria	Chlorophyta	Cryptophyta	Dinophyta	Euglenophyta	Xanthophyta	Chrysophyta	Всего Total
28 июня 2017 г. June 28, 2017									
1	8	9	21	4	0	0	1	1	44
2	8	8	22	7	1	1	1	2	50
3	7	9	20	4	0	2	1	1	44
4	9	11	23	4	1	2	2	1	53
5	6	11	18	4	0	1	0	1	41
6	7	12	22	4	1	1	1	0	48
7	4	9	21	4	1	2	0	0	41
8	6	9	17	2	1	1	2	3	41
9	8	15	24	4	1	2	1	1	56
10	9	14	31	5	1	1	3	1	65
11	14	3	13	7	1	2	1	2	43
1 августа 2017 г. August 1, 2017									
1	16	8	24	5	0	4	2	2	61
2	11	15	32	5	1	3	1	7	75
3	14	16	37	5	0	4	1	4	81
4	6	11	20	5	1	5	0	2	50
5	6	11	23	6	1	2	0	0	49
6	7	15	22	6	1	4		2	57
7	11	21	25	4	0	2	1	1	65
8	8	20	19	7	3	2	0	1	60
9	8	12	20	5	0	2	0	1	48
10	8	9	23	6	1	1	3	1	52
11	4	10	20	5	1	1	1	6	48

№ станции № station	Bacillario- phyta	Cyanobac- teria	Chlo- rophyta	Crypto- phyta	Dino- phyta	Eugleno- phyta	Xantho- phyta	Chryso- phyta	Всего Total
12	9	14	36	6	1	3	0	3	72
13	12	17	30	5	1	4	1	4	74
14	11	18	24	5	1	1	0	3	63
15	8	17	22	5	1	2	0	3	58
16	9	12	24	5	1	6	1	1	59

В июне 2017 г. численность фитопланктона оз. Неро варьировала от 4 до 832 млн кл./л, составляя в среднем по озеру 446 ± 76 млн кл./л, а в августе – от 4 до 1115 млн кл./л, в среднем – 533 ± 89 млн кл./л. (табл. 3). На всех исследованных участках озера во все сроки наблюдений численно доминировали цианобактерии, которые составляли 80–98 % от общей численности фитопланктона в июне и 45–98% – в августе. Наименьшие значения численности наблюдались в р. Сара (ст. 1) и в южной части озера

(ст. 11), где присутствовали заросли макрофитов.

В июне состав доминирующих видов был достаточно однообразен и сформирован 3 видами: *Limnothrix redekei* (Van Goor) Meffert, *Pseudanabaena limnetica* (Lemm.) Komárek и *Aphanizomenon gracile* (Lemm.) Lemm. (табл. 4). Иногда к ним присоединялись *Planktolingbya limnetica* (Lemm.) Kom.-Legn. Et Cronb. и *Aphanocapsa holsatica* (Lemm.) Cronb. et Komárek. Последняя лидировала на станциях 1 и 11.

Таблица 3. Изменение численности (млн кл./л) различных таксономических групп фитопланктона оз. Неро в июне и августе 2017 г.

Table 3. Changes in the abundance (million cells/l) of various taxonomic groups of phytoplankton in Lake Nero in June and August 2017

№ станции № station	Bacillario- phyta	Cyanoba- cteria	Chlo- rophyta	Crypto- phyta	Dino- phyta	Eugleno- phyta	Xantho- phyta	Chryso- phyta	Общая Total
28 июня 2017 г. June 28, 2017									
1	2	18	2	0.1	0	0	0.01	0.01	22
2	2	317	3	0.9	0.1	0.03	0.1	0.3	324
3	3	511	5	0.4	0	0.1	0.1	0.1	520
4	3	566	11	0.4	0.4	0.1	0.10	0.1	580
5	5	479	6	0.3	0	0.1	0.00	0.1	490
6	2	820	10	0.2	0.05	0.1	0.05	0	832
7	4	503	16	0.4	0.1	0.2	0	0	524
8	4	567	6	0.2	0.1	0.01	0.02	0.3	577
9	3	632	14	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	649
10	3	366	12	1	0.1	0.03	0.1	0.4	382
11	0.1	3	0.2	0.5	0.01	0	0	0.03	4
1 августа 2017 г. August 1, 2017									
1	1	7	2	0.4	0	0.03	0.01	0.04	11
2	2	375	5	0.2	0.04	0.3	0.4	1	384
3	9	447	14	1.4	0	0.2	0.03	0.3	471
4	5	551	11	2	1	1	0	0.2	570
5	2	657	8	1	0.1	0.2	0	0	669
6	5	739	17	2	1	1	0	0.2	765
7	6	1084	21	1	0	1	3	0.1	1115
8	7	828	16	2	0.3	0.2	0	0.1	853
9	6	975	14	1	0	1	0	0.1	998
10	2	187	14	2	0.1	0.2	0.2	1	206
11	0.1	2	1	1	0.02	0.01	0.02	0.1	5

№ станции № station	Bacillario- phyta	Цианоба- acteria	Chlo- rophyta	Crypto- phyta	Dino- phyta	Eugleno- phyta	Xantho- phyta	Chryso- phyta	Общая Total
12	1	93	7	1	0.03	0.2	0	0.2	102
13	3	368	7	1	0.03	0.2	0.03	0.3	379
14	6	360	10	2	0	0.1	0	0.3	378
15	6	553	12	2	0.1	0.1	0	1	573
16	7	1027	12	2	0.2	1	0.1	1	1049

Таблица 4. Состав доминирующих видов (по численности, млн кл./л) и их доля от общей численности (%) в оз. Неро в 2017 г.

Table 4. The composition of the dominant species (by number, million cells/l) and their share of the total number (%) in Lake Nero in 2017

№ станции № station	Доминирующие виды Dominant species
	28 июня 2017 г. June 28, 2017
1	<i>Dolichospermum</i> sp. – 12 (53%); <i>Aphanocapsa holsatica</i> – 6 (25%)
2	<i>Limnothrix redekei</i> – 157 (49%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 83 (26%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 38 (12%)
3	<i>Aphanocapsa holsatica</i> – 59 (11%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 122 (24%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 121 (23%); <i>Limnothrix redekei</i> – 160 (31%)
4	<i>Aphanizomenon gracile</i> – 369 (64%); <i>Limnothrix redekei</i> – 96 (17%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 74 (13%)
5	<i>Limnothrix redekei</i> – 178 (36%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 138 (28%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 100 (20%)
6	<i>Aphanizomenon gracile</i> – 219 (26%); <i>Planktolingbya limnetica</i> – 173 (21%); <i>Limnothrix redekei</i> – 150 (18%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 113 (14%)
7	<i>Aphanizomenon gracile</i> – 199 (38%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 124 (24%); <i>Limnothrix redekei</i> – 118 (23%)
8	<i>Limnothrix redekei</i> – 195 (34%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 187 (32%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 122 (21%)
9	<i>Aphanizomenon gracile</i> – 261 (40%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 167 (26%); <i>Limnothrix redekei</i> – 149 (23%)
10	<i>Limnothrix redekei</i> – 136 (36%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 87 (23%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 54 (14%); <i>Aphanocapsa holsatica</i> – 55 (14%)
11	<i>Aphanocapsa holsatica</i> – 3 (74%)
	1 августа 2017 г. August 1, 2017
1	<i>Microcystis aeruginosa</i> – 4 (32%); <i>M. wesenbergii</i> – 3 (27%); <i>Cyclotella</i> sp. – 1 (11%)
2	<i>Limnothrix redekei</i> – 153 (40%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 69 (18%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 107 (28%)
3	<i>Limnothrix redekei</i> – 206 (44%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 50 (11%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 77 (16%)
4	<i>Limnothrix redekei</i> – 161400 (28%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 127300 (22%); <i>Aphanocapsa holsatica</i> – 91 (16%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 86 (15%); <i>Microcystis aeruginosa</i> – 57 (10%)
5	<i>Limnothrix redekei</i> – 317 (47%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 121 (18%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 105775 (16%);
6	<i>Limnothrix redekei</i> – 308 (40%); <i>Aphanocapsa holsatica</i> – 216 (28%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 83 (11%)
7	<i>Limnothrix redekei</i> – 580 (52%); <i>Lyngbya</i> sp. – 192 (17%)
8	<i>Limnothrix redekei</i> – 295 (35%); <i>Limnothrix planctonica</i> – 159 (19%); <i>Planktolingbya</i> sp. – 104 (12%)
9	<i>Aphanothece bachmannii</i> – 401000 (40%); <i>Limnothrix redekei</i> – 228975 (23%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 163 (16%); <i>Aphanocapsa holsatica</i> – 152 (15%)
10	<i>Pseudanabaena limnetica</i> – 52 (25%); <i>Limnothrix redekei</i> – 48 (23%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 39 (19%); <i>Aphanocapsa holsatica</i> – 23 (11%)
11	<i>Planktothrix agardhii</i> – 0.9 (18%); <i>Chroomonas acuta</i> – 0.9 (18%)

№ станции № station	Доминирующие виды Dominant species
12	<i>Aphanocapsa holsatica</i> – 38 (37%); <i>Aphanothece bachmannii</i> – 20 (20%); <i>Microcystis aeruginosa</i> – 11 (11%)
13	<i>Limnothrix planctonica</i> – 98 (26%); <i>Limnothrix redekei</i> – 93 (24%); <i>Planktolyngbya</i> sp. – 80 (21%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 38 (10%)
14	<i>Planktolyngbya</i> sp. – 98 (26%); <i>Limnothrix redekei</i> – 91 (24%); <i>Limnothrix planctonica</i> – 44 (12%)
15	<i>Limnothrix redekei</i> – 192 (33%); <i>Limnothrix planctonica</i> – 97 (17%); <i>Planktolyngbya</i> sp. – 89 (16%); <i>Planktolyngbya limnetica</i> – 67 (12%)
16	<i>Planktolyngbya limnetica</i> – 543 (52%); <i>Aphanocapsa holsatica</i> – 135 (13%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 128 (12%); <i>Limnothrix redekei</i> – 108 (10%)

В августе состав доминирующих видов был более разнообразным, но, по-прежнему, практически на всех участках (75–81% случаев) лидировал *Limnothrix redekei*. К июньским доминантам прибавились *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz., *M. wesenbergii* (Kom.) Kom., *Limnothrix planctonica* (Wolosz.) Meffert, *Planktolyngbya limnetica*, *Aphanothece bachmannii* Kom.-Legner. et Cronb. и *Planktolyngbya* sp. Ценотическим своеобразием отличался фитопланктон р. Сары (ст. 1), где наряду с цианобактериями *Microcystis aeruginosa* и *M. wesenbergii* лидировала диатомея – *Cyclotella* sp., и фитопланктон ст. 11, где кроме цианобактерии *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anag. et Komárek преобладала криптомонада – *Chroomonas acuta* Utermöhl.

Суммарная биомасса фитопланктона оз. Неро была очень высокой (табл. 5) и варьировала в июне от 0.7 до 22.5 г/м³, в среднем составляя 14.2±2.1 г/м³, а в августе – от 2.3 до 32.9 г/м³, в среднем – 18.3±2.4 г/м³. По среднему значению биомассы в июне и августе (16.6±1.7 г/м³) тип озера по-прежнему оставался высокотрофным и может рассматриваться как водоем, находящийся в заключительной стадии эвтрофии или начальной стадии гипертрофии [Китаев, 2007 (Kitaev, 2007)]. Наименьшие значения биомассы наблюдались в р. Сара (ст. 1) и в южной части озера (ст. 11 и 12), где присутствовали заросли макрофитов. Наибольшая биомасса отмечена на станциях 7 и 8, расположенных около г. Ростова.

Таблица 5. Изменение биомассы (г/м³) различных таксономических групп фитопланктона оз. Неро в 2017 г.

Table 5. Changes in biomass (g/m³) of different taxonomic groups of phytoplankton in Lake Nero in 2017

№ станции № station	Bacillariophyta	Cyanobacteria	Chlorophyta	Cryptophyta	Dinophyta	Euglenophyta	Xanthophyta	Chrysophyta	Общая Total
28 июня 2017 г. June 28, 2017									
1	0.4	0.9	0.4	0.1	0	0	0.004	0.001	1.8
2	1.3	6.7	0.5	0.6	0.1	0.04	0.01	0.03	9.3
3	3.6	9.5	1.2	0.4	0	0.4	2.1	0.01	17.1
4	7.1	8.7	2	0.2	0.8	0.3	0.03	0.1	19.2
5	3.4	12.2	1.5	0.7	0	0.1	0	0.1	17.9
6	3.1	12.2	1.6	0.2	0.1	0.1	0.04	0	17.3
7	2.2	9.5	3.3	0.4	0.3	0.3	0	0	15.8
8	2.3	10.5	0.9	0.1	2.5	0.02	0.2	0.1	16.5
9	1.8	11.6	2.7	0.2	1.4	0.2	0.1	0.01	17.9
10	7.4	7.4	5.4	0.8	1.1	0.1	0.4	0.1	22.5
11	0.1	0.02	0.1	0.5	0.03	0.002	0.01	0.01	0.7
1 августа 2017 г. August 1, 2017									
1	0.9	0.8	0.4	0.1	0	0.1	0.01	0.01	2.3
2	1.3	14.4	1.2	0.2	0.2	0.7	0.2	0.5	18.7
3	2.7	18.3	2.6	0.8	0	0.5	0.1	0.2	25.0
4	1.6	14.2	3.1	1.8	2.6	3.0	0	0.2	26.4
5	0.9	12.6	2.6	0.4	0.8	0.1	0	0	17.4
6	2.6	12.5	3.8	1.9	3.2	4.4	0	0.1	28.4
7	2.2	23.1	4.5	0.8	0	2.0	0.3	0.1	32.9
8	3.7	20.7	2.6	3.7	0.6	0.3	0	0.2	31.8

№ станции № station	Bacillariophyta	Cyanobacteria	Chlorophyta	Cryptophyta	Dinophyta	Euglenophyta	Xanthophyta	Chrysophyta	Общая Total
9	4.5	8.5	2.5	0.7	0	2.2	0	0.04	18.5
10	1.9	3.3	2.6	1.4	0.3	2.3	0.2	0.1	11.3
11	0.02	0.1	0.3	2.2	0.1	0.02	0.03	0.2	3.0
12	0.4	1.9	1.3	0.8	0.2	0.5	0	0.05	5.0
13	0.9	8.3	1.3	1.6	0.1	0.8	0.01	0.4	13.4
14	2.9	10.1	2.1	1.5	0.04	0.2	0	0.3	17.2
15	2.5	12.9	2.5	1.3	1.4	0.6	0	0.5	21.8
16	1.9	11.7	1.8	1.0	1.4	1.6	0.04	0.1	19.6

В июне 2017 г. по биомассе, как и численно, в 82% случаев доминировала нитчатая цианобактерия *Limnithrix redekei* (табл. 6). Вместе с ней чаще всего преобладали *Pseudanabaena limnetica* и *Aphanizomenon gracile*. Только в фитопланктоне р. Сара (ст. 1) лидировал *Dolichospermum* sp. В отдельных случаях

цианобактерий сопровождали диатомеи *Aulacoseira ambigua*, *Gyrosigma* sp. и *Cymatopleura solea*, а на ст. 3 из желтозеленых – *Tetraedriella regularis*, на ст. 8 из динофитовых – *Peridinium* sp. Лишь на ст. 11 преобладали криптомонады из рода *Cryptomonas*.

Таблица 6. Состав доминирующих видов (по биомассе, г/м³) и их доля от общей биомассы (%) в оз. Неро в 2017 г.

Table 6. The composition of the dominant species (by biomass, g/m³) and their share of the total biomass (%) in Lake Nero in 2017

№ станции № station	Доминирующие виды Dominant species
28 июня 2017 г. June 28, 2017	
1	<i>Dolichospermum</i> sp. – 0.7 (42%);
2	<i>Limnithrix redekei</i> – 3.9 (42%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 1.2 (13%); <i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim. – 1.0 (11%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 0.9 (11%)
3	<i>Limnithrix redekei</i> – 4.0 (24%); <i>Tetraedriella regularis</i> (Kütz.) Fott – 2.0 (12%); <i>Gyrosigma</i> sp. – 2.5 (14%)
4	<i>Aphanizomenon gracile</i> – 4.6 (24%); <i>Cymatopleura solea</i> (Bréb.) W. Smith – 3.1 (16%); <i>Limnithrix redekei</i> – 2.4 (13%)
5	<i>Limnithrix redekei</i> – 4.5 (25%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 3.9 (22%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 1.9 (11%)
6	<i>Limnithrix redekei</i> – 3.8 (22%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 3.4 (20%); <i>Microcystis aeruginosa</i> – 2.3 (13%)
7	<i>Aphanizomenon gracile</i> – 3.1 (20%); <i>Limnithrix redekei</i> – 2.9 (19%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 1.8 (11%)
8	<i>Limnithrix redekei</i> – 4.9 (30%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 2.6 (16%); <i>Peridinium</i> sp. – 2.5 (15%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 1.9 (12%)
9	<i>Aphanizomenon gracile</i> – 4.1 (23%); <i>Limnithrix redekei</i> – 3.8 (21%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 2.4 (13%)
10	<i>Pinnularia</i> sp. – 3.3 (15%); <i>Limnithrix redekei</i> – 3.4 (15%)
11	<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja – 0.3 (41%); <i>C. cf. parapyrenoidifera</i> Skuja – 0.1 (11%)
1 августа 2017 г. August 1, 2017	
1	<i>Melosira varians</i> Ag. – 0.6 (25%); <i>Microcystis aeruginosa</i> – 0.4 (18%); <i>M. wesenbergii</i> – 0.3 (15%); <i>Scenedesmus magnus</i> Meyen – 0.3 (12%)
2	<i>Limnithrix redekei</i> – 8.7 (46%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 2.4 (13%)
3	<i>Limnithrix redekei</i> – 11.6 (47%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 2.7 (11%)
4	<i>Microcystis aeruginosa</i> – 6.4 (24%); <i>Limnithrix redekei</i> – 4.1 (15%)
5	<i>Limnithrix redekei</i> – 7.9 (46%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 2.1 (12%)
6	<i>Limnithrix redekei</i> – 7.7 (27%); <i>Euglena</i> sp. – 3.4 (12%); <i>Peridinium</i> sp. – 3.2 (11%)
7	<i>Limnithrix redekei</i> – 14.6 (44%)
8	<i>Limnithrix redekei</i> – 10.2 (32%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 3.1 (10%)
9	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. – 2.9 (16%); <i>Microcystis aeruginosa</i> – 2.0 (11%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 3.2 (17%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 2.6 (14%)

№ станции № station	Доминирующие виды Dominant species
10	<i>Limnothrix redekei</i> – 1.2 (11%)
11	<i>Cryptomonas</i> sp. – 0.9 (30%); <i>Cryptomonas</i> sp. – 0.5 (16%); <i>Cryptomonas ovata</i> Ehr. – 0.3 (11%)
12	<i>Microcystis aeruginosa</i> – 1.2 (25%);
13	<i>Limnothrix redekei</i> – 3.2 (24%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 2.2 (16%); <i>Pseudanabaena limnetica</i> – 1.5 (11%)
14	<i>Limnothrix redekei</i> – 3.1 (18%); <i>Microcystis wesenbergii</i> – 2.4 (14%)
15	<i>Limnothrix redekei</i> – 6.6 (30%); <i>Aphanizomenon gracile</i> – 2.3 (11%)
16	<i>Planktolyngbya limnetica</i> – 5.1 (26%); <i>Limnothrix redekei</i> – 2.7 (14%)

В августе структуру биомассы фитопланктона в 75% случаев определял также *Limnothrix redekei*. В разгар лета наряду с июньскими доминантами (*Limnothrix redekei*, *Pseudanabaena limnetica* и *Aphanizomenon gracile*) из цианобактерий лидировали *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii*, *Limnothrix planctonica*, *Planktolyngbya limnetica*, из динофитовых – *Peridinium* sp., из эвгленовых – *Euglena* sp.. Своеобразием доминантного комплекса отличался фитопланктон р. Сары, где наряду с цианобактериями из рода *Microcystis* преобладали диатомеи – *Melosira varians* и зеленые – *Scenedesmus magnus*, и фитопланктон на ст. 11, где структурообразующими видами были жгутиковые – криптомонады.

Сравнение полученных данных с предшествующим периодом исследования (конец-1980-х – начало 1990-х и конец 1990-х – начало 2000-х) [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)] показало, что характер распределения

фитопланктона по акватории озера сохраняется прежним – наибольшее развитие наблюдается в северной части озера с максимумом около г. Ростова, наименьшее – в южной, где расположены основные заросли макрофитов. Из всех исследованных участков, как и в предыдущие годы, выделялась ст. 11, расположенная в Левском заливе, где наблюдались самые низкие численность и биомасса фитопланктона и доминирование миксотрофных фитофлагеллят (криптофитовых водорослей). По значениям биомассы фитопланктона оз. Неро по-прежнему можно классифицировать как эвтрофный водоем. Однако максимальная биомасса фитопланктона, 22 г/м³ – в июне и 32 г/м³ – в августе, была существенно ниже таковой в предшествующий период исследований и близка к ее значениям, полученным в многоводном 2012 г. (табл. 7) [Состояние..., 2008 (The state..., 2008); Отчет..., 2012 (Otchet..., 2012)].

Таблица 7. Многолетнее изменение максимальной общей биомассы фитопланктона и цианобактерий

Table 7. Long-term change in the maximum of phytoplankton total biomass and cyanobacteria

Годы / Years	1987–1991	1999–2004	2005–2007	2009–2011	2012	2017
Максимальная общая биомасса фитопланктона, г/м ³ Maximum total phytoplankton biomass, g/m ³	68	58	63	47	28	33
Максимальная биомасса цианобактерий, % Maximum biomass of cyanobacteria, %	54	43	93	93	73	77
Максимальная биомасса “планктотрихетового” комплекса, % Maximum biomass of the “planktotrichet” complex, %	–	63	89	59	31	47

В составе фитопланктона в июне и августе, как и в предшествующий период, доминировали цианобактерии, составлявшие в среднем 53% от суммарной биомассы фитопланктона. Преобладали в основном три вида: *Limnothrix redekei*, *Pseudanabaena limnetica* из “планктотрихетового” комплекса и *Aphanizomenon gracile*, входившие в состав доминантов в 1999–2004 гг. Первые стали определять облик фитопланктона оз. Неро с 2003 г., когда началось поднятие и поддержание уровня во-

ды за счет плотины, что способствовало снижению водообмена [Отчет..., 2012 (Otchet..., 2012)]. В 2017 г. значительно сократилось участие летних форм диатомей *Aulacoseira ambigua* и *A. granulata*. Первая в 2017 г. доминировала только на одной ст. № 2 в июне в отличие от 1999–2004 гг., когда ее лидерство отмечали почти в 30% случаев. Из доминантов практически исчезла *Planktothrix agardhii*. Максимальная относительная биомасса и частота доминирования *Limnothrix redekei* остались на

прежнем уровне [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)], так же как и *Aphanizomenon gracile*. Таким образом, на фоне снижения максимальных значений суммарной биомассы фитопланктона в 2017 г., вклад в суммарную биомассу цианобактерий по-прежнему был очень высок и формировался обычным комплексом видов осцилляториевых, из которого выпал *Planktothrix agardhii*. Снижение вклада этой группы цианобактерий в общую биомассу фитопланктона, которое началось в 2012 г., продолжилось в 2017 г.

Анализ статистических связей между суммарными численностью и биомассой фитопланктона и абиотическими параметрами показал (табл. 8), что численность фитопланктона положительно связана с сульфатами, количеством взвешенного вещества и ХПК, а биомасса, кроме того, с общим азотом, БПК и хлоридами. Отрицательная связь прослеживалась между численностью, биомассой фитопланктона и прозрачностью воды, аммоний-

ным азотом, общей суммой ионов, кальцием и карбонатами. Полученные результаты показали, что в летний период рост фитопланктона в высокотрофном оз. Неро лимитировали количество взвешенного и органического вещества, содержание азота, сульфатов и хлоридов в воде. Обратная линейная связь между показателями обилия фитопланктона и прозрачностью воды свидетельствовали о том, что степень развития фитопланктона значительно влияла на условия подводного светового режима. В предшествующих исследованиях такая же зависимость получена между прозрачностью и концентрацией хлорофилла [Babanazarova et al., 2018]. В 2017 г. наибольшая прозрачность воды (75–180 см) и наименьшее развитие фитопланктона (численность 4–22 млн кл./л, биомасса 0.7–4.9 г/м³) наблюдались на ст. 1, 11 и 12, расположенных в южной части озера, где сосредоточены заросли высшей водной растительности.

Таблица 8. Параметры статистических связи общей численности и биомассы фитопланктона с некоторыми абиотическими показателями в оз. Неро в августе 2017 г.

Table 8. The parameters of the statistical relationship between of total abundance and biomass of phytoplankton and some abiotic parameters in Lake Nero in August 2017

Абиотические показатели Abiotic parameters	Коэффициент ранговой корреляции Спирмена Spearman's rank correlation coefficient	Параметры линейной регрессии Parameters of linear regression		
		R^2	F	p
Общая численность, млн кл./л Total abundance, million cells/l				
Прозрачность, см Secchi depth, cm	-0.90	-0.69	11.8	0.004
NH ₄ ⁺ , мг/л NH ₄ ⁺ , mg/l	-0.67	-0.70	13.2	0.003
BB, мг/л	0.53	—	—	—
TSM, mg/l	0.80	—	—	—
ХПК, мг O ₂ /л COD, mg O ₂ /l	—	—	—	—
Σ ионов, мг/л Σ of ions, mg/l	-0.69	—	—	—
Ca ²⁺ , мг/л Ca ²⁺ , mg/l	-0.66	-0.77	20.5	0.0005
HCO ₃ ⁻ , мг/л HCO ₃ ⁻ , mg/l	—	-0.74	17.24	0.0009
SO ₄ ²⁻ , мг/л SO ₄ ²⁻ , mg/l	0.64	0.65	10.41	0.006
Общая биомасса, г/м ³ Total biomass, g/m ³				
Прозрачность, см Secchi depth, cm	-0.79	-0.62	8.56	0.01
NH ₄ ⁺ , мг/л NH ₄ ⁺ , mg/l	-0.54	-0.62	8.56	0.01
N _{общ.} , мг N/ л TN, mgN/l	0.52	0.54	5.77	0.03
BB, мг/л	0.55	0.63	9.22	0.009
TSM, mg/l	0.76	0.92	33.38	0.001

Абиотические показатели Abiotic parameters	Коэффициент ранговой корреляции Спирмена Spearman's rank correlation coefficient	Параметры линейной регрессии Parameters of linear regression		
		R^2	F	p
БПК ₅ , мг O ₂ /л BOD, mg O ₂ /l				
Σ ионов, мг/л Σ of ions, mg/l	-0.77	-0.79	23.59	0.0002
Ca ²⁺ , мг/л Ca ²⁺ , mg/l	-0.86	-0.88	46.2	0.0000
HCO ₃ ⁻ , мг/л HCO ₃ ⁻ , mg/l	-0.83	-0.83	30.3	0.00008
SO ₄ ²⁻ , мг/л SO ₄ ²⁻ , mg/l	0.72	0.78	22.26	0.0003
Cl ⁻ , мг/л Cl ⁻ , mg/l	—	0.51	5.11	0.04

Примечание. ВВ – взвешенное вещество, R^2 – коэффициент детерминации, F – критерий Фишера, p – уровень значимости, прочерк – отсутствие достоверной связи.

Note. TSM – total suspended matter, R^2 – coefficient of determination, F – Fisher's criterion, p – significance level, dash – lack of reliable dependence.

Фитопланктон – многокомпонентное сообщество, развитие которого обусловлено комплексом абиотических факторов и биотических взаимодействий. В водной экологии существуют два представления о лимитирующих факторах: принцип лимитирования Либиха (когда лимитирует один или два фактора), который применим только для стационарно сбалансированных экосистем, и принцип мультипликативного лимитирования, который воспроизводит многофакторную зависимость развития фитопланктона. Для природных лимнических сообществ последнее более приемлемо. Наиболее важными компонентами минерального питания водорослей, определяющими степень развития фитопланктона, продуцирования органического вещества и трофии водоема, являются биогенные элементы – фосфор и азот. В пресных водоемах в лимитировании процесса эвтрофирования признана главная роль фосфора, что позволило построить эмпирические зависимости и математические модели. В них отражена связь показателей, характеризующих трофический статус водоема со значениями поступлений в него общего фосфора. В 1960–1970-е гг. были установлены положительные статистические связи между общим фосфором и хлорофиллом *a* [Schindler, 1977].

Длительные исследования на оз. Неро в 2004–2008 гг. показали, что концентрация хлорофилла “а” в озере, которая тесно положительно скоррелирована с общей биомассой фитопланктона, имеет отрицательную связь с прозрачностью воды и положительную с температурой, концентрацией нитратного

азота и минерального фосфора [Сиделев, 2010 (Sidelev, 2010)]. Это удовлетворяет условиям новой парадигмы N и P лимитирования в озерах, которая разрабатывается в последние три десятилетия. На начальных этапах эвтрофирования развитие фитопланктона лимитирует фосфор, с ростом трофии водоема – фосфор и азот и на заключительных стадиях эвтрофирования и увеличения органического загрязнения – азот. В частности, азот лимитирует фитопланктон в сточных водах [Даченко, 2007 (Datsenko, 2007)].

Доминирование в фитопланктоне оз. Неро нитчатых безгетероцистных цианобактерий, таких как *Limnothrix redekei*, *Pseudanabaena limnetica* и *Planktolyngbya limnetica* из группы видов “S” типа [Reynolds et al., 2002], свидетельствует о том, что сукцессию фитопланктона в этом направлении детерминировали повышение концентрации азота, температуры воды, ухудшение условий подводной освещенности и снижение проточности озера за счет повышения уровня воды [Babanazarova et al., 2018]. Согласно морфофункциональной классификации пресноводного фитопланктона К. Рейнольдса [Reynolds et al., 2002] эта группа водорослей предпочитает высокую концентрацию азота, низкие освещенность и проточность (подвижность) воды.

Увеличение долевого участия безгетероцистных цианобактерий обычно прослеживается в фитопланктоне в условиях азотного лимитирования [Zevenboom, Mur, 1980]. Снижению проточности в оз. Неро способствовало строительство плотины и начало повышения уровня воды в конце 1980-х гг. [Отчет..., 2012

(Otchet..., 2012)]. Его повышение связано также с ростом количества осадков, которое наблюдается на территории РФ в последние десятилетия [Второй..., 2014 (Vtoroy..., 2014)]. Вслед за этим в оз. Неро было отмечено и увеличение концентрации нитратного азота и снижение прозрачности воды [Сиделев, 2010 (Sidelev, 2010)]. Рост содержания нитратов в последние десятилетия прослеживался во многих европейских реках и озерах [George et al., 2010; Jeppesen et al., 2010]. Их наибольшая концентрация в сезонном цикле озер и водохранилищ наблюдается обычно зимой и весной [Степанова и др., 2008 (Stepanova et al. 2008); George et al., 2010], что обусловлено поверхностным стоком. Объем потока растворенных неорганических веществ с водосбора определяется, прежде всего, температурой воздуха и влажностью почвы, которые непосредственно связаны с климатическими факторами. Увеличение количества осадков способствуют увеличению потока растворенного неорганического азота зимой и ранней весной [Moore et al., 2010]. В Ивановском водохранилище отмечена высокая чувствительность к водному стоку содержания нитратного азота, концентрация которого определяется весной не столько объемом половодья, а сколько условиями снеготаяния [Былинкина и др., 1982 (Bylinkina et al., 1982)]. К колебаниям речного стока чувствительны сульфаты и хлорный коэффициент (соотношение общей суммы ионов и содержания ионов хлора) [Скороход, Цыцарин, 1995 (Skorokhod, Tsytsarin, 1995)]. Исходя из этого, изменение условий обитания в оз. Неро, связанных как с антропогенным, так и климатическим воздействиями, способ-

ствовало стабильному росту специфической группы цианобактерий – теневыносливых неазотфиксаторов из группы видов “S” типа. Регулировать азотфиксацию в воде может также содержание сульфатов [Howarth et al., 1988], которые подавляя ассимиляцию молибдатов, могут ингибировать нитрогеназную активность цианобактерий. Именно этим объясняется преобладание безгетероцистных цианей в эстуариях, морях и соленых пресных озерах, где наблюдается низкое соотношение азота и фосфора. Полагают, что постепенное увеличение их разнообразия и обилия в водохранилищах Волги может быть связано с ростом концентрации сульфатов [Корнева, 2015 (Korneva, 2015)]. В оз. Неро среднее соотношение N:P в августе 2017 г. было <10:1 (табл. 1) [Отчет..., 2017 (Otchet..., 2017)], что указывало на N лимитирование [Smith, 1982]. Исходя из вышеизложенного и положительной связи степени развития фитопланктона с сульфатами и хлоридами, не исключено, что доминирование в фитопланктоне оз. Неро видов “S” типа обусловлено не только повышением уровня воды, но и изменением вслед за этим соотношения анионов в ионном составе воды в результате увеличения поступления сульфатов и хлоридов с водосбора в многоводную фазу. К сожалению, сведения о многолетнем изменении концентрации сульфатов и хлоридов в оз. Неро отсутствуют [Симонова и др., 2018 (Simonova et al. 2018)]. Многофакторное лимитирование чаще наблюдается в более коротких временных масштабах, когда ожидается совместное ограничение несколькими питательными веществами [Sternner, 2008].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, в летний период 2017 г. в оз. Неро численность фитопланктона изменялась от 4 млн кл./л до 1.1 млрд кл./л, а биомасса от 0.7 до 33 г/м³. По среднему значению биомассы (16.6±1.7 г/м³) статус озера по-прежнему оставался высокотрофным. Экосистема водоема находилась в заключительной фазе эвтрофии или начальной – гипертрофии. Наименьшее развитие фитопланктона прослеживалось в южной части озера, где расположены основные заросли макрофитов. По срав-

нению с предшествующим периодом исследований выявлено снижение обилия *Planktothrix agardhii*, одного из представителей теневыносливых безгетероцистных видов группы “S” типа, а также летних форм диатомовых водорослей – *Aulacoseira ambigua* и *A. granulata*. Установлено многофакторное лимитирование роста фитопланктона количеством взвешенного и органического веществ, содержанием азота, сульфатов и хлоридов.

БЛАГОДАРНОСТИ

Работа выполнена в рамках государственного задания №АААА-А18-118012690096-1 и при частичной поддержке гранта Российского фонда фундаментальных исследований, проект № 18-04-01069а.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Литвинов А.С., Поддубный С.А. Гидрология и гидрохимия озера Неро. Рыбинск: Рыбинский Дом печати, 2003. 190 с.

- Былинкина А.А., Трифонова Н.А., Кудрявцева Н.А., Калинина Л.А., Генкал Л.Ф. Гидрохимический режим Шекснинского водохранилища и водоемов Северо-Двинской системы // Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л.: Наука, 1982. С. 45–76.
- Второй оценочный доклад Росгидромета об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. Общее резюме. М.: Росгидромет, 2014. 61 с.
- Даценко Ю.С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты. М.: ГЕОС, 2007. 252 с.
- Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. 2007. 395. с
- Корнева Л.Г. Фитопланктон водохранилищ бассейна Волги. Кострома: Костромской печатный дом, 2015. 284 с.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 239 с.
- Отчет о научно-исследовательской работе “Изучение гидрохимических и гидробиологических особенностей озера Неро”, гос. контракт №11 от 26 июня 2012 г. Ярославль, 2012. 83 с.
- Отчет по построению регрессионных моделей состояния озера Неро и выработке рекомендаций по сохранению его экосистемы, гос. контракт № 11 от 25 мая 2013 г. Ярославль, 2013. 121 с.
- Отчет о научно-исследовательской работе “Комплекс мероприятий по анализу состояния озера Неро и необходимости проведения работ по его комплексной экологической реабилитации”. Государственный контракт от 22 июня 2017 года № 19 № госрегистрации 1320/02–232.1. Санкт-Петербург, 2017. 353 с.
- Сиделев С.И. Сукцессия фитопланктона высокоэвтрофного озера Неро. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Борок, 2010. 25 с.
- Симонова Ю.В., Русаков А.В., Рюмин А.Г. Засоленные почвы Ростовской низины (Ярославская область): морфология, генезис, и динамика засоления в годовом гидрологическом цикле // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. 2018. Т. 93. С. 40–74.
- Скорород А.И., Цыцарин А.Г. Изменение солевого состава Среднего и Южного Каспия за период инструментальных наблюдений // Водные ресурсы. 1995. Т. 22, № 1. С. 101–109.
- Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века. М.: Наука, 2008. 406 с.
- Степанова И.Э., Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М. Биогенные элементы в Рыбинском водохранилище на современном этапе // Актуальные проблемы экологии Ярославской области. Вып. 4. Т. 1. Ярославль: издание ВВО РЭА, 2008. С. 213–218.
- Babanazarova O.V., Sidelev S.I., Ovseenko A.S., Korovkina K.P., Zhdanova S.M., Litvinov A.S. Water level in a shallow highly eutrophic lake: development factor by macropyte or phytoplankton type: case study of lake Nero, Yaroslavl oblast // Water Resources. 2018. Vol. 45. № 6. P. 897–907. DOI: 10.1134/S0097807818060027
- Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Paris: Organisation for Economic Co-Operation and Development 1982. 154 p.
- Forsberg C., Ryding S.O. Eutrophication Parameters and Trophic State Indices in 30 Swedish Waste-Receiving Lakes // Archiv für Hydrobiologie. 1980. Vol. 89. P. 189–207.
- George G., Järvinen M., Nöges T., Blenckner T., Moore K. The impact of the Changing Climate on the Supply and Recycling of Nitrate // The Impact of Climate Change on European Lakes. Aquatic Ecology Series, 2010. Vol. 4. P. 161–178. DOI: 10.1007/978-90-481-2945-4_10
- Howarch R., Marino R., Cole J. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 2. Biogeochemical controls // Limnol. Oceanogr. 1988. Vol. 33. № 4. Part 2. P. 688–701. DOI: 10.4319/lo.1988.33.4_part_2.0669
- Jeppesen E., Moss B., Bennion H., Carvalho L., DeMeester L., Feuchtmayr H., Friberg N., Gessner M.O., Hefting M., Lauridsen T.L., Liboriussen L., Malmquist H.J., May L., Meerhoff M., Olafsson J.S., Soons M. B., Verhoeven J.T.A. Interaction of Climate Change and Eutrophication // Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems (Eds. Kernan M., Battarbee R. and Moss B.). Blackwell Publishing Ltd. 2010. P. 119–151. DOI: 10.1002/9781444327397.ch6
- Moore K., Jennings E., Allott N., May L., Järvinen M., Arvola L., Tamm T., Järvet A., Nöges T., Pierson D., Schneiderman E. Modelling the Effects of Climate Change on the Supply of Inorganic Nitrogen // The Impact of Climate Change on European Lakes. Aquatic Ecology Series, Vol. 4 (Ed. G. George). Springer-Verlag. 2010. P. 179–197. DOI: 10.1007/978-90-481-2945-4_11
- Reynolds C., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton // J. Plankton Res. 2002. Vol. 24. P. 417–428. DOI: 10.1093/plankt/24.5.417
- Schindler D. Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes // Science. 1977. Vol. 195. P. 260–262. DOI: 10.1126/science.195.4275.260
- Smith V.H. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis // Limnology and Oceanography. 1982. Vol. 27 (6). P. 1101–1112. DOI: 10.4319/lo.1982.27.6.1101
- Sterner R. W. On the Phosphorus Limitation Paradigm for Lakes // Hydrobiology. 2008. Vol. 93. Iss. 4–5. P. 433–445. DOI: 10.1002/iroh.200811068
- Zevenboom W., Mur L.R. N₂ -fixing cyanobacteria: Why they do not become dominant in Dutch hypertrophic lakes // In Barica Zn. J. and Mur L.R. eds. Hypertrophic ecosystems. Junk, den Haag, 1980. P. 123–130. DOI: 10.1007/978-94-009-9203-0_14

REFERENCES

- Babanazarova O.V., Sidelev S.I., Ovseenko A.S., Korovkina K.P., Zhdanova S.M., Litvinov A.S. 2018. Water level in a shallow highly eutrophic lake: development factor by macrophyte or phytoplankton type: case study of lake Nero, Yaroslavl oblast. *Water Resources*, 2018, vol. 45, no 6, pp. 897–907. doi: 10.1134/S0097807818060027
- Bikbulatov E.S., Bikbulatova Ye.M., Litvinov A.S., Poddubnyy S.A. *Hydrology and hydrochemistry of Lake Nero*. Rybinsk: Rybinskiy Dom pechati, 2003. 190 p. (In Russian)
- Bylinkina A.A., Trifonova N.A., Kudryavtseva N.A., Kalinina L.A., Genkal L.F. Ecological studies of reservoirs of the Volga-Baltic and North-Dvinsk water systems. *Gidrokhimicheskiy rezhim Sheksninskogo vodokhranilishcha i vodoemov Severo-Dvinskoy sistemy* [Hydrochemical regime of the Sheksna reservoir and reservoirs of the North-Dvina system]. Leningrad, Nauka, 1982, pp. 45–76. (In Russian)
- Datsenko Yu.S. *Eutrophication of reservoirs. Hydrological and hydrochemical aspects*. Moscow: GEOS, 2007. 252 p. (In Russian)
- Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. Paris: Organisation for Economic Co-Operation and Development, 1982. 154 p.
- Forsberg C., Ryding S.O. Eutrophication Parameters and Trophic State Indices in 30 Swedish Waste-Receiving Lakes. *Arch. Hydrobiol.*, 1980, vol. 89, pp. 189–207.
- George G., Järvinen M., Nöges T., Blenckner T., Moore K. The impact of the Changing Climate on the Supply and Recycling of Nitrate. *The Impact of Climate Change on European Lakes. Aquatic Ecology Series*, 2010, vol. 4, pp. 161–178. doi: 10.1007/978-90-481-2945-4_10
- Howarch R., Marino R., Cole J. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 2. Biogeochemical controls. *Limnol. Oceanogr.*, 1988, vol. 33. no. 4, part 2, pp. 688–701. doi: 10.4319/lo.1988.33.4_part_2.0669
- Jeppesen E., Moss B., Bennion H., Carvalho L., DeMeester L., Feuchtmayr H., Friberg N., Gessner M.O., Hefting M., Lauridsen T.L., Liboriussen L., Malmquist H.J., May L., Meerhoff M., Olafsson J.S., Soons M. B., Verhoeven J.T.A. Interaction of Climate Change and Eutrophication. *Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems* (Eds. Kernan M., Battarbee R. and Moss B.). Blackwell Publishing Ltd., 2010, pp. 119–151. doi: 10.1002/9781444327397.ch6
- Kitaev S.P. *Basics of limnology for hydrobiology and ichthyology*. Petrozavodsk: Karel'skiy nauchnyy centr RAN, 2007. 395 p. (In Russian)
- Korneva L.G. *Phytoplankton of Volga River basin reservoirs*. Kostroma: Kostromskoy pechatnyy dom, 2015. 284 p. (In Russian)
- Metodika izucheniya biogeocenoza vnutrennih vodoemov* [Methods of study of inland waters biogeocoenosis]. Moscow: Nauka, 1975. 239 p. (In Russian)
- Moore K., Jennings E., Allott N., May L., Järvinen M., Arvola L., Tamm T., Järvet A., Nöges T., Pierson D., Schneiderman E. Modelling the Effects of Climate Change on the Supply of Inorganic Nitrogen. *The Impact of Climate Change on European Lakes. Aquatic Ecology Series*. Vol. 4 (Ed. G. George). Springer-Verlag. 2010, pp. 179–197. doi: 10.1007/978-90-481-2945-4_11
- Otchet o nauchno-issledovatel'skoy rabote "Izucheniye gidrokhimicheskikh i gidrobiologicheskikh osobennostey ozera Nero"*, gos. kontrakt №11 ot 26 iyunya 2012 g [Report on research work "Study of hydrochemical and hydrobiological features of Lake Nero", state. contract no. 11 dated June 26, 2012]. Yaroslavl'. 83 p. (In Russian)
- Otchet o nauchno-issledovatel'skoy rabote "Kompleks meropriyatiy po analizu sostoyaniya ozera Nero i neobkhodimosti provedeniya rabot po yego kompleksnoy ekologicheskoy reabilitatsii"*. Gosudarstvennyy kontrakt ot 22 iyunya 2017 goda № 19 № gosregistratsii 1320/02–232.1 [Report on research work "A set of measures to analyze the state of Lake Nero and the need to carry out work on its comprehensive environmental rehabilitation." State contract dated June 22, 2017 no 19 State registration no 1320 / 02–232.1.]. 353 p. (In Russian)
- Otchet po postroyeniyu regressionnykh modeley sostoyaniya ozera Nero i vyrabotke rekomendatsiy po sokhraneniyu yego ekosistemy*, gos. kontrakt № N 11 ot 25 maya 2013 g [Report on the construction of regression models of the state of Lake Nero and the development of recommendations for the preservation of its ecosystem, state. contract no 11 dated May 25, 2013]. Yaroslavl'. 121 p. (In Russian)
- Reynolds C., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 2002, vol. 24. pp. 417–428. doi: 10.1093/plankt/24.5.417
- Schindler D. Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes. *Science*. 1977, vol. 195. pp. 260–262. doi: 10.1126/science.195.4275.260
- Sidelev S.I. 2010. Suktsessiya fitoplanktona vysokoevtrofnogo ozera Nero. *Extended Abstract of Cand. Biol. Sci. Diss.* Borok, 25 p. (In Russian)
- Simonova Ju.V., Rusakov A.V., Rjumin A.G. Salt-affected soils of the Rostov Lowland (Yaroslavl' region): morphology, genesis and dynamics of salinization in the annual hydrological cycle, *Dokuchaev Soil Bulletin*, 2018, vol. 93, pp. 40–74. doi: 10.19047/0136-1694-2018-93-40-74 (In Russian)
- Skorokhod A.I., Tsytsarin A.G. Changes in the salt composition of the Middle and South Caspian over the period of instrumental observations. *Vodnyye resursy*, 1995, vol. 22, no. 1, pp. 101–109. (In Russian)
- Smith V.H. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. *Limnology and Oceanography*, 1982, vol. 27 (6). pp. 1101–1112. doi: 10.4319/lo.1982.27.6.1101
- Sostoyaniye ekosistemy ozera Nero v nachale XXI veka* [The state of the ecosystem of Lake Nero at the beginning of the XXI century]. Moscow: Nauka, 2008. 406 p. (In Russian)

- Stepanova I.E., Bikbulatov E.S., Bikbulatova Ye.M. Biogenic elements in the Rybinsk reservoir at the present stage. *Aktual'nyye problemy ekologii Yaroslavskoy oblasti* [Actual problems of ecology of the Yaroslavl region]. Yaroslavl', Izd. VVO REA. 2008, issue 4. vol. 1, pp. 213–218. (In Russian)
- Sterner R. W. On the Phosphorus Limitation Paradigm for Lakes. *Hydrobiology*, 2008, issue 4–5, vol. 93, pp. 433–445. doi: 10.1002/iroh.200811068
- Vtoroy otsenochnyy doklad Rosgidrometa ob izmeneniyakh klimata i ikh posledstviyakh na territorii Rossiyskoy Federatsii. *Obshcheye rezyume* [The second assessment report of Roshydromet on climate changes and their consequences on the territory of the Russian Federation. General summary]. Moscow: Rosgidromet, 2014, 61 p. (In Russian)
- Zevenboom W., Mur L.R. N₂-fixing cyanobacteria: Why they do not become dominant in Dutch hypertrophic lakes. *Hypertrophic ecosystems* (Eds. Barica Zn. J. and Mur L.R.). Junk, den Haag, 1980, pp. 123–130. doi: 10.1007/978-94-009-9203-0_14

PHYTOPLANKTON AND WATER QUALITY OF LAKE NERO IN SUMMER 2017

L. G. Korneva¹, I. V. Mitropolskaya¹, S. I. Sidelev², V. V. Solovyeva¹,
E. G. Sakharova¹, O. S. Makarova¹

¹*Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences,
Borok, Nekouzski raion, Yaroslavl oblast, 152742, Russia e-mail: korneva@ibiw.ru*

²*Yaroslavl State University, Matrosova, 9, Yaroslavl, 150057, Russia*

Data on the number, biomass and phytoplankton dominant species of the sapropel shallow-water high-trophic Nero Lake (Russia, Yaroslavl region, 57°06'–57°12' N, 39°21'–39°30' E) in June and August 2017 are presented. Spatial heterogeneity of phytoplankton were studied in the lake. Comparison of the obtained data with the results of the previous study period up to 2012, and statistical analysis of the relationship of phytoplankton number and biomass with some hydrophysical and hydrochemical parameters were carried out. According to the average phytoplankton biomass ($16.6 \pm 1.7 \text{ g/m}^3$), the lake ecosystem was in the late of eutrophication stage, i.e. at the end of the eutrophy or the beginning of hypertrophy. The lowest biomass (0.7 g/m^3 in June and 2.3 g/m^3 in August) was observed in the zone of macrophyte thickets. The maximum biomass (22 g/m^3 in June and 32 g/m^3 in August) was observed near the Rostov city. These biomass values in 2017 are close to those obtained during high-water phase in 2012. Against the background of a decrease in the maximum values of the total phytoplankton biomass in 2017, dominant complex was still formed by shade-tolerant filamentous nonheterocystous cyanobacteria of the “S”-type group. In June, the main dominant complex consisted of cyanobacteria *Limnothrix redekei* (Van Goor) Meffert, *Pseudanabaena limnetica* (Lemm.) Komárek, and *Aphanizomenon gracile* (Lemm.) Lemm. In August, they were joined by *Limnothrix planctonica* (Wołosz.) Meffert, *Planktolyngbya limnetica* (Lemm.) Kom.-Legn. et Cronb., *Aphanocapsa holsatica* (Lemm.) Cronb. et Komárek, *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. and *M. wesenbergii* (Kom.) Kom.. Compared with previous studies, a decrease in the abundance of the cyanobacteria *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anag. et Komárek and diatoms *Aulacoseira ambigua* (Grun.) Sim. and *A. granulata* (Ehr.) Sim. was established. In Levskii Bay, where the lowest number and biomass of phytoplankton were observed, mixotrophic phytoflagellates (cryptophytes) dominated. A multifactorial limitation of the phytoplankton development in summer, including nitrogen, sulfates and chlorides, was established.

Keywords: Lake Nero, phytoplankton, dominant species, abundance, biomass, abiotic factors, eutrophication

Водные беспозвоночные

УДК 574.587(285.2):592

ПЕРВЫЕ ДАННЫЕ О МЕЙОБЕНТОСЕ ОЗЕРА НЕРО

В. А. Гусаков

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: gusakov@ibiw.ru
Поступила в редакцию 14.02.2020*

В статье представлены первые результаты исследования качественной и количественной структуры сообщества донной мейофауны мелководного, гиперэвтрофного оз. Неро (бассейн р. Волги, Ярославская обл., Россия). В материале, собранном в начале сентября 2017 г., зарегистрировано 106 представителей из 16 систематических групп гидробионтов. Около половины всех идентифицированных таксонов прежде не отмечались в фауне озера. Впервые в водоеме проанализирован состав таких групп гидробионтов как *Gastrotricha*, *Nematoda*, *Tardigrada*, *Acari*, *Harpacticoida* и *Ostracoda*. Новые представители обнаружены также среди *Annelida*, *Cladocera*, *Cyclopoida* и *Chironomidae*, разнообразие которых ранее анализировалось при изучении планктона, макрозообентоса и фауны водной растительности озера. Установлено, что в конце вегетационного периода мейобентос в озере характеризуется сравнительно высоким таксономическим богатством, разнообразием и количественными показателями. Среднее число таксонов в пробах и значение индекса Шеннона-Уивера равнялись соответственно 35 ± 2 и 3.1 ± 0.2 бит/экз., а численность и биомасса – 523 ± 65 тыс. экз./м² и 3.2 ± 0.3 г/м². На основе индекса плотности очерчен круг структурообразующих (доминирующих) представителей сообщества в исследованный сезон. Главное положение среди доминантов занимал ветвистоусый рачок *Coronatella rectangula*, абсолютная и относительная численность и биомасса которого на станциях достигали соответственно 500 тыс. экз./м² (69%) и 2.4 г/м² (47%).

Ключевые слова: гиперэвтрофное озеро, донная мейофауна, таксономический состав, биоразнообразие, численность, биомасса.

DOI: 10.47021/0320-3557-2020-61-72

ВВЕДЕНИЕ

Сообщество мейобентоса (донной мейофауны) представляет из себя “естественно-экологический комплекс определенных систематических групп бентоса, которые выработали в процессе эволюции относительно небольшие размеры и массу тела и благодаря этому занимают свои специфические места (экологические ниши) в донных биоценозах” [Шереметевский, 1987 (Sheremetevskii, 1987); Курашов, 1994 (Kurashov, 1994)]. В разнообразных пресных водоемах мира в его состав входят представители более чем десяти типов беспозвоночных животных [Курашов, 2007a (Kurashov, 2007a); Giere, 2009]. Относительно регулярные исследования пресноводного мейобентоса стали проводиться со второй половины прошлого века и к настоящему времени показано, что комплекс входящих в его состав организмов играет существенную роль в биоразнообразии, количественных характеристиках и трофических взаимосвязях гидрофауны, а также в общих потоках вещества и энергии в водоемах [Hulings, Gray, 1971; Шереметевский, 1987 (Sheremetevskii, 1987); Курашов, 1994, 2007a (Kurashov, 1994, 2007a); Schmid-Agaay et al., 2002; Giere, 2009 и др.]. В тоже время, вследствие сложности работы с данным сообществом (трудоемкость и большие затра-

ты времени при первичной обработке проб, многообразие представителей из разных таксономических групп, требующих специальных подходов и знаний в процессе идентификации отдельных организмов и т.д.) в подавляющем большинстве водоемов его характеристики все еще остаются не изученными. Не являются исключением даже многие крупные, имеющие важное экологическое и хозяйственное значение, озера и реки, исследования экосистем которых ведутся уже длительный период [Гусаков, 2007б (Gusakov, 2007b); Курашов, 2007a (Kurashov, 1994, 2007a) и др.]. Один из примеров – самое большое в Ярославской области (Центральная Россия) оз. Неро, комплексные гидробиологические наблюдения на котором были начаты еще на рубеже XIX–XX веков [Бикбулатов и др., 2003 (Bikbulatov et al., 2003); Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)].

В настоящей статье представлены первые данные о мейобентосе оз. Неро, полученные по результатам рекогносцировочного исследования в конце вегетационного сезона 2017 г. Цель работы – оценка таксономического состава, разнообразия, количественных характеристик и комплекса структурообразующих (доминирующих) представителей сообщества в озере в период наблюдения.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Обобщающие характеристики района расположения оз. Неро, а также данные многолетнего изучения его морфометрических, гидрологических, гидрохимических и гидробиологических параметров имеются в монографиях и сборниках трудов Современное состояние..., (1991) [Sovremennoe sostoyanie..., 1991], Бикбулатов и др. (2003) [Bikbulatov et al., 2003], Состояние... (2008) [Sostoyanie..., 2008], а также в работах из настоящего издания. На базе этих материалов можно выделить следующие основные черты водоема: относительную мелководность (максимальная глубина 4.7 м, средняя 1.6 м); высокую степень зарастаемости высшей водной растительностью (до 27% площади озера на современном этапе); наличие на большей части акватории мощных отложений сапропеля, характеризующихся высоким содержанием органических остатков растительного и животного происхождения (местами >30–40% сухого веса); быстроразвивающийся дефицит кислорода у дна и в толще воды с началом ледостава, а также в безледный период во время устойчивой тихой погоды (при отсутствии ветрового перемешивания водных масс). В последние десятилетия экосистема озера испытывает возрастающую антропогенную нагрузку, вызванную разнообразной деятельностью человека на водосборе и в акватории самого водоема, увеличивается его загрязнение бытовыми и промышленными стоками, уровень эвтрофирования. На текущем этапе своего существования по комплексным данным оз. Неро оценивается как гиперэвтрофный водоем [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)].

Отбор проб мейобентоса в озере был выполнен 7 сентября 2017 г. на 16 стандартных станциях, на которых периодически проводятся гидробиологические наблюдения за другими сообществами водных организмов, а также физико-химическими параметрами водоема [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)]. Подробное описание расположения станций и другие их характеристики имеются в вышеназванном источнике (стр. 10–13; см. также рис. 1 в настоящей работе). Отметим, что в период наших исследований глубина в большинстве точек находилась в пределах 1.2–1.7 м, на ст. 1 она составляла 2.0 м, ст. 4 – 3.4 м. Температура придонного слоя воды варьировала в диапазоне 12.3–13.6°C, существенного вертикального расслоения не наблюдалось (максимальный градиент между поверхностью и дном не превышал 1.3°C). В тоже время, на многих станциях (№ 2–5, 9–12, 14, 15) было отмечено низкое содержание кислорода у дна – 0.04–0.5 мг/л (0.4–4.9%

насыщения), а наибольшая его концентрация наблюдалась в районе ст. 1 и 7 – соответственно 7.2 и 9.6 мг/л (68% и 91%). Донные отложения в большинстве случаев были представлены светло-серым сапропелем, местами с торфянистыми остатками и/или остатками недавно отмершей растительности, на единственной проточной ст. 1 (устье впадающей в озеро р. Сары) – заиленным песком с глиной и крупными растительными остатками. Из всех точек только станции 6, 11 и 12 находились непосредственно в зарослях водной растительности (среди куртин рогоза), остальные – в открытой части акватории или на некотором удалении от макрофитов.

В качестве пробоотборника использовали микробентометр С-1 с трубкой диаметром 34 мм (~9 см²) [Методика..., 1975 (Metodika..., 1975)]. В каждой точке выполняли по три подъема грунта и придонной воды (по 5–10 см каждого слоя), которые объединяли в одну интегральную пробу и фиксировали 4% формалином. В лаборатории пробы промывали через сито с ячейей 82×82 мкм. Остатки окрашивали красителем Бенгальским розовым по известной методике [Williams, Williams, 1974] и просматривали в камере Богорова под бинокулярным микроскопом, извлекая обнаруженных животных вручную (пипеткой). Для изучения таксонов из разных систематических групп изготавливали временные или постоянные препараты. Просмотр препаратов осуществляли на световом микроскопе Nikon Eclipse 80i, оборудованном принадлежностями для наблюдения методом ДИК-контраста, цифровой видеокамерой Nikon DS-Fi1 и ПК с программой NIS-Elements D 3.2 для визуализации и анализа (измерение, фотографирование и т.д.) наблюдаемых в микроскопе объектов. Определение всех организмов проводили до видового уровня. В некоторых случаях сделать это было не возможно из-за отсутствия в материале требующихся для идентификации возрастных и/или половых стадий, необходимости анализа также живых особей для точной диагностики вида (гидры, турбеллярии, кольчатые черви р. *Aeolosoma* и некоторые виды р. *Chaetogaster*) и механических повреждений организмов. Биомассу отдельных таксонов определяли по формулам зависимости массы тела от длины [Балушкина, Винберг, 1979 (Balushkina, Vinberg, 1979); Панкратова, Балушкина, 1981 (Pankratova, Balushkina, 1981); Архипова, 1988 (Arhipova, 1988); Цалолихин, 1981 (Tsalolihin, 1981); Методические рекомендации..., 1984 (Metodicheskie rekomendatsii..., 1984), Курашов, 2007б (Kurashov, 2007b) и др.], таблицам средних весов [Мордухай-Болтовской,

1954 (Morduhai-Boltovskoi, 1954); Луферова, 1970 (Luferova, 1970) и др.], номограммам Численко (1968) [Chislenko, 1968], некоторых крупных представителей водных насекомых и моллюсков – прямым взвешиванием (с предварительным удалением поверхностной влаги на фильтровальной бумаге) на торсионных весах ВТ-100 (точность взвешивания 0.05 мг).

Для характеристики качественной и количественной структуры сообщества мейобентоса, отдельных таксономических групп и видов в настоящей работе использованы следующие показатели: частота встречаемости (P , %), таксономическое богатство (S , число выявленных видов и таксонов, не определен-

ных до видового ранга), численность (N , тыс. экз./м²), биомасса (B , г/м²), индекс сходства таксономического состава Чекановского-Сьеренсена (I_{CS} , %) [Песенко, 1982 (Pesenko, 1982)], индекс разнообразия Шеннона-Уивера (H' , бит/экз.) и его выравненность (J) [Песенко, 1982 (Pesenko, 1982); Протасов, 2002 (Protasov, 2002)]. Выделение комплекса структурообразующих (доминирующих) видов осуществляли при помощи модифицированного индекса плотности Арнольди (d , %). Структурообразующими считали представителей с $d \geq 5\%$ [Щербина, 1993 (Scherbina, 1993); Гусаков, 2007б (Gusakov, 2007b)].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Общий таксономический состав сообщества. В исследованном материале выявлено 106 представителей из 16 систематических групп гидробионтов. Наибольшим таксономическим богатством отличались круглые (Nematoda) и кольчатые (Annelida) черви, личинки хирономид (Chironomidae), ветвистосусые рачки (Cladocera) и циклопы (Cyclopoida). Эти же группы, а также гидры (Hydrozoa), плоские черви (Turbellaria), гастротрихи (Gastrotricha), тихоходки (Tardigrada) и ракушковые рачки (Ostracoda), характеризовались и максимальной встречаемостью в пределах изученной акватории – они были выявлены на всех или почти на всех станциях

(табл. 1). Среди отдельных представителей наиболее широкое распространение ($P > 75\%$) в донной мейофауне озера в исследованный сезон года имели гастротриха *Polymerurus* cf. *serraticaudus*, нематоды *Monhystera stagnalis*, *Paraphanolaimus behningi* и *Tobrilus gracilis*, олигохеты *Chaetogaster* cf. *diastrophus* и *Ch.* cf. *langi*, тихоходка *Isohypsibius granulifer*, кладоцеры *Chydorus sphaericus*, *Coronatella rectangula*, *Ilyocryptus cuneatus*, *Leydigia acanthocercoides* и *L. leydigii*, циклопы *Cyclops kolensis*, *Diacyclops bicuspidatus* и *Mesocyclops leuckarti*, остракоды *Cypria kraepelini* и *Fabaeformiscandona protzi* и личинки хирономиды *Microchironomus tener* (табл. 2).

Таблица 1. Встречаемость (P , %), число обнаруженных таксонов (S), средняя абсолютная ($N \pm SE$, тыс. экз./м²) и относительная ($N_{\%} \pm SE$, %) численность, средняя абсолютная ($B \pm SE$, г/м²) и относительная ($B_{\%} \pm SE$, %) биомасса таксономических групп мейобентоса в озере Неро в сентябре 2017 г.

Table 1. Frequency of occurrence (P , %), number of detected taxa (S), average absolute ($N \pm SE$, thous. ind./m²) and relative ($N_{\%} \pm SE$, %) abundance, average absolute ($B \pm SE$, g/m²) and the relative ($B_{\%} \pm SE$, %) biomass of the taxonomic groups of meiobenthos in Lake Nero in September 2017

Группа / Group	P , %	S	$N \pm SE$	$N_{\%} \pm SE$	$B \pm SE$	$B_{\%} \pm SE$
Hydrozoa	75	1	1.9±0.6	0.3±0.1	0.14±0.04	5.2±1.5
Turbellaria	100	1	40.9±6.3	9.3±1.3	0.22±0.02	8.1±1.2
Gastrotricha	94	3	31.6±7.4	5.7±1.1	0.05±0.01	1.6±0.3
Nematoda	100	17	36.1±11.1	6.5±1.6	0.04±0.01	1.4±0.4
Annelida	100	19	134.1±20.6	27.5±3.8	0.30±0.04	10.4±1.5
Tardigrada	81	1	16.8±7.6	2.8±1.0	0.05±0.02	1.7±0.6
Acari	19	5	0.1±0.1	0.1±0.1	0.03±0.02	0.8±0.5
Cladocera	100	14	211.8±47.9	35.9±5.0	1.25±0.22	37.3±4.0
Cyclopoida	100	12	32.1±3.3	7.1±0.8	0.42±0.04	14.7±1.6
Harpacticoida	19	1	0.1±0.1	<0.1±0.0	<0.01±0.00	<0.1±0.0
Ostracoda	94	9	12.6±4.2	2.7±0.7	0.40±0.13	11.0±3.1
Ephemeroptera	6	1	0.2±0.2	0.3±0.3	0.03±0.03	1.0±1.0
Trichoptera	6	1	<0.1±0.0	<0.1±0.0	<0.01±0.00	<0.1±0.0
Ceratopogonidae	6	1	<0.1±0.0	<0.1±0.0	<0.01±0.00	<0.1±0.0
Chironomidae	94	19	4.6±1.1	1.7±1.0	0.18±0.06	5.4±1.9
Mollusca	6	1	<0.1±0.0	<0.1±0.0	0.04±0.04	1.3±1.4
Весь мейобентос Total meiobenthos	100	106	523.0±64.6	100±0.0	3.15±0.29	100±0.0

Около половины всех идентифицированных в наших пробах таксонов ранее не отмечались в фауне озера (табл. 2). Впервые для водоема за весь период его исследований приводятся данные о составе таких групп гидробионтов как Gastrotricha, Nematoda, Tardigrada, Acari, Harpacticoida и Ostracoda. Новые представители выявлены также и среди кольчатых червей, кладоцер, циклопов и хирономид, разнообразие которых прежде анализировалось при изучении планктона, макрозообентоса и фауны водной растительности озера [Состояние..., 2008 (Sostoyanie..., 2008)]. Заметим, что некоторые впервые найденные организмы из последних указанных групп (например, кладоцеры *Ilyocryptus cuneatus* и *Leydigia acanthocercoides*, циклоп *Diacyclops bicuspidatus* и хирономида *Microchironomus tener*) являются, судя по нашим данным, одними из самых рас-

пространенных видов беспозвоночных, обитающих в озере (по крайней мере, в исследованный сезон), и не были обнаружены здесь ранее, очевидно, только случайно.

Характеризуя общий состав организмов донной мейофауны оз. Неро по результатам данного первого исследования (табл. 2), отметим, что подавляющее большинство среди диагностированных до вида представителей принадлежит к группе самых обычных обитателей разнообразных пресных водоемов Европы или имеет еще более широкое распространение. Основная часть из них регулярно отмечается в процессе изучения мейобентоса озер, водохранилищ и других водоемов континента, включая Волжский бассейн [Limnofauna..., 1978; Бентос..., 1980 (Bentos..., 1980); Гурвич, 1989 (Gurvich, 1989); Курашов, 1994 (Kurashov, 1994); Гусаков, 2005, 2007а, б (Gusakov, 2005, 2007а, б) и др.].

Таблица 2. Список, места находок (номера станций) и частота встречаемости (P , %) таксонов мейобентоса в озере Неро в сентябре 2017 г. (звездочкой отмечены представители, зарегистрированные в водоеме впервые)

Table 2. A checklist, sites of findings (station numbers) and frequency of occurrence (P , %) of the meiobenthos taxa in Lake Nero in September 2017 (the taxa registered for the first time in the lake are marked with an asterisk)

Таксон Taxon	Номер станции Station number	P , %
Hydrozoa		
<i>Hydra</i> spp.	1, 3–11, 13, 15, 16	81
Turbellaria		
<i>Turbellaria</i> (ind.)	1–10, 12–16	94
Gastrotricha		
* <i>Polymerurus nodicaudus</i> (Voigt, 1901)	2, 3, 7, 9, 12–16	56
* <i>P. rhomboides</i> (Stokes, 1887)	3	6
* <i>P. cf. serraticaudus</i> (Voigt, 1901)	2–16	94
Nematoda		
* <i>Aphanolaimus</i> cf. <i>viviparus</i> Plotnikoff, 1899	1, 13, 14, 16	25
* <i>Brevitobrilus stefanskii</i> (Micoletzky, 1925)	16	6
* <i>Chromadorina bioculata</i> (Schultze in Carus, 1857)	1, 9, 14, 16	25
* <i>Diplogaster rivalis</i> (Leydig, 1854)	3, 4, 6–11, 13, 14, 16	69
* <i>Dorilaimidae</i> gen. sp.	9	6
* <i>Dorylaimus stagnalis</i> Dujardin, 1845	1	6
* <i>Epitobrilus allophysis</i> (Steiner, 1919)	1	6
* <i>Ironus</i> spp.	3, 10, 11	19
<i>Mermithidae</i> gen. sp.	1	6
* <i>Monhystera stagnalis</i> Bastian, 1865	1–16	100
* <i>M. uncispiculata</i> Gagarin, 1979	11	6
* <i>Neoactinolaimus duplicidentatus</i> (Andrássy, 1968)	12	6
* <i>Paraphanolaimus behningi</i> Micoletzky, 1923	2–7, 9, 10, 12–16	81
* <i>Semitobrilus</i> sp.	6	6
* <i>Tobrilus gracilis</i> (Bastian, 1865)	1–16	100
* <i>T. helveticus</i> (Hoffmänner, 1914)	2, 6, 10, 11, 13, 14	38
* <i>Tripyla glomerans</i> Bastian, 1865	1, 9, 11	19
Annelida		
* <i>Aeolosoma</i> spp.	3–11, 13, 15, 16	75
* <i>Amphichaeta leydigi</i> Tauber, 1879	1, 2, 9, 11	25
* <i>Aulodrilus pigueti</i> Kowalewski, 1914	1, 2	13
<i>Chaetogaster diaphanus</i> (Gruithuisen, 1828)	12	6
<i>Ch. cf. diastrophus</i> (Gruithuisen, 1828)	2–16	94
<i>Ch. cf. langi</i> Bretscher, 1896	1–16	100
* <i>Ch. setosus</i> Svetlov, 1925	1	6

Таксон Taxon	Номер станции Station number	P, %
<i>Dero digitata</i> (O.F. Müller, 1774)	1	6
* <i>D. cf. nivea</i> Aiyer, 1929	1	6
<i>Nais barbata</i> O.F. Müller, 1774	12	6
<i>N. communis</i> Piguët, 1906	1	6
* <i>N. elinguis</i> O.F. Müller, 1774	6, 16	13
<i>N. variabilis</i> Piguët, 1906	13	6
<i>Ophidonais serpentina</i> (O.F. Müller, 1773)	1	6
<i>Pristina longiseta</i> Ehrenberg, 1828	11	6
<i>Ripistes parasita</i> (Schmidt, 1847)	1	6
Tubificidae gen. spp. 1 (juv. with hair chaetae in dorsal bundles)	1–7, 9, 11, 12, 14, 16	75
Tubificidae gen. spp. 2 (juv. without hair chaetae in dorsal bundles)	1, 2, 11, 13	25
<i>Vejdovskyella comata</i> (Vejdovský, 1884)	1	6
Tardigrada		
* <i>Isohypsibius granulifer</i> Thulin, 1928	2–5, 7–11, 13–16	81
Acari		
* <i>Hydrochoreutes</i> sp.	1	6
* <i>Neumania limosa</i> (Koch, 1836)	11, 14	13
* <i>Oxus longisetus</i> (Berlese, 1885)	1	6
* <i>Piona coccinea</i> (Koch, 1836)	14	6
* <i>P. variabilis</i> (Koch, 1836)	14	6
Cladocera		
<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1834)	12	6
<i>Alona affinis</i> (Leydig, 1860)	2, 11	13
<i>A. quadrangularis</i> (O.F. Müller, 1776)	1, 2, 9–14, 16	56
<i>Alonella nana</i> (Baird, 1843)	2, 7, 9, 10, 12, 13	38
<i>Camptocercus rectirostris</i> Schoedler, 1862	14	6
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller, 1776)	3, 5–10, 12–16	75
<i>Coronatella rectangula</i> (G.O. Sars, 1861)	2–16	94
<i>Disparalona rostrata</i> (Koch, 1841)	1, 12	13
<i>Ilyocryptus agilis</i> Kurz, 1878	3, 4, 7, 8, 12, 15	38
* <i>I. cuneatus</i> Stifter, 1988	1–4, 6–10, 12–16	88
* <i>Leydigia acanthocercoides</i> (Fischer, 1854)	1–4, 6–16	94
<i>L. leydigi</i> (Schoedler, 1863)	2–10, 12–16	88
<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine, 1820)	2, 3, 5–9, 12–15	69
<i>Pleuroxus uncinatus</i> (Baird, 1850)	1, 2, 10, 12–14, 16	44
Cyclopoida		
<i>Acanthocyclops</i> sp.	5	6
Cyclopoidae gen. spp. (cop. I–V)	1–3, 5–16	94
<i>Cyclops kolensis</i> Lilljeborg, 1901	2–16	94
* <i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus, 1857)	1–16	100
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	1	6
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine, 1820)	1	6
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)	8, 16	13
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus, 1857)	2–16	94
<i>Microcyclops varicans</i> (G.O. Sars, 1863)	2, 3, 5, 7, 9, 11–13, 15, 16	63
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	1	6
<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)	3, 6, 8–11, 16	44
<i>Th. oithonoides</i> (G.O. Sars, 1863)	2, 3, 6–9, 11–15	69
Harpacticoida		
* <i>Nitocrella hibernica</i> (Brady, 1880)	9, 11, 12	19
Ostracoda		
* <i>Candona candida</i> (O.F. Müller, 1776)	9, 11	13
*Candonidae gen. sp. 1 (juv. with a clear hexagonal sculpture on the shells)	1, 2, 10–12, 14	38
*Candonidae gen. spp. 2 (all other juv.)	1, 6, 8, 9, 12, 14, 16	44
* <i>Cypria exsculpta</i> (Fischer, 1855)	12	6
* <i>C. kraepelini</i> (G.W. Müller, 1903)	1–6, 9–14, 16	81
* <i>Cypridopsis vidua</i> (O.F. Müller, 1776)	1, 11	13
* <i>Darwinula stevensoni</i> (Brady & Robertson, 1870)	1, 9, 11, 12, 14	31
* <i>Fabaeformiscandona protzi</i> (Hartwig, 1898)	2, 4–6, 9–16	75
*Ostracoda (juv., ind.)	1, 2, 6, 11–14	44
Ephemeroptera		

Таксон Taxon	Номер станции Station number	P, %
<i>Caenis horaria</i> Linnaeus, 1758	1	6
Trichoptera		
Trichoptera (juv., ind.)	1	6
Ceratopogonidae		
Ceratopogonidae gen. sp.	1	6
Chironomidae		
Chironominae gen. sp.	8	6
<i>Chironomus</i> sp.	7	6
<i>Cladotanytarsus</i> gr. <i>mancus</i>	1	6
* <i>Cladopelma viridulum</i> (Linnaeus, 1767)	11	6
<i>Cryptochironomus</i> gr. <i>defectus</i>	1	6
* <i>Cryptotendipes nigronitens</i> (Edwards, 1929)	1	6
<i>Einfeldia</i> sp.	6, 11, 12, 15	25
* <i>Harnischia curtilamellata</i> (Malloch, 1915)	1	6
* <i>Microchironomus tener</i> (Kieffer, 1918)	2, 3, 5–10, 12–16	81
<i>Microtendipes</i> gr. <i>pedellus</i>	1	6
Orthoclaadiinae gen. sp.	11	6
<i>Parachironomus</i> sp.	10–12	19
* <i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i> (Malloch, 1915)	1	6
<i>Polypedilum</i> gr. <i>convictum</i>	1	6
<i>P.</i> gr. <i>nubeculosum</i>	1, 9	13
* <i>P. scalaenum</i> (Schränk, 1803)	1	6
<i>Procladius</i> sp.	6–8, 10, 12–16	56
Tanypodinae gen. spp.	5–7, 10, 11, 16	38
<i>Tanytarsus</i> sp.	11	6
Mollusca		
<i>Pisidiidae</i> gen. sp.	1	6

Таксономическое богатство и разнообразие сообщества на отдельных станциях.

Таксономическое богатство мейобентоса на отдельных станциях в период исследования варьировало от 22 до 53, составляя в среднем 35 ± 2 . Максимальным значением выделялась единственная речная точка в устье р. Сары (ст. 1), в то время как на остальной акватории озера число представителей в пробах было, как минимум, на 10 меньше. В общем плане заметно преобладание количества станций с более высокой величиной S в южной, юго-западной части водоема, а с более низкой – в северной, северо-восточной (рис. 1), но очевидно, что по результатам единственной съемки преждевременно делать какие-либо выводы об особенностях таксономического богатства мейобентоса на разных участках озера. Подчеркнем также, что не выявлено каких-либо достоверных связей S со значениями проанализированных в процессе съемки физико-химических параметров среды, включая уровень содержания растворенного кислорода в придонном слое воды. Влияние последнего показателя на структуру сообщества можно было ожидать из-за низких концентраций газа на многих станциях.

Вероятно, вследствие того, что практически вся исследованная часть акватории имеет близкий интервал глубин и тип донных от-

ложений, состав донной мейофауны на большинстве станций существенно не различается. При расчете и сравнении индекса I_{CS} почти все пробы объединяются уже на уровне 69% и только речная ст. 1 сходна с остальными только на 39%. Не трудно заметить, что четверть всех зарегистрированных в процессе съемки таксонов найдена именно в устье р. Сары и больше нигде (табл. 2), что и определяет своеобразие данной точки.

Оцененное с помощью индекса H' разнообразие мейобентоса в озере в исследованный период, также несмотря на дефицит кислорода на некоторых участках, было относительно высоким (общий интервал значений для всех станций – 2.1–3.5 бит/экз., средняя величина – 3.1 ± 0.2 бит/экз.), а показатель J варьировал в районе своего среднего диапазона (0.4–0.7 и 0.6 ± 0.0 соответственно). Такие значения индекса разнообразия и выравненности указывают на то, что в период наблюдения на большинстве исследованных станций не проявлялось резкое доминирование отдельных представителей сообщества (обычно одного-двух видов) над остальными, что бывает характерно для донной мейофауны в условиях экстремального, угнетающего воздействия какого-либо фактора среды или комплекса факторов [Giere, 2009].

Количественные показатели и доминирующий комплекс видов. Численность и биомасса мейобентоса в исследованных точках изменялись в пределах 79–887 тыс. экз./м² и 1.6–5.8 г/м², а их средние значения равнялись соответственно 523±65 тыс. экз./м² и

3.2±0.3 г/м². Наибольшие величины *N* и *B* прослеживались, как правило, на станциях вдоль западной и северо-западной части озера, а также в отдельных точках в центре, на юге и на востоке водоема (рис. 2).

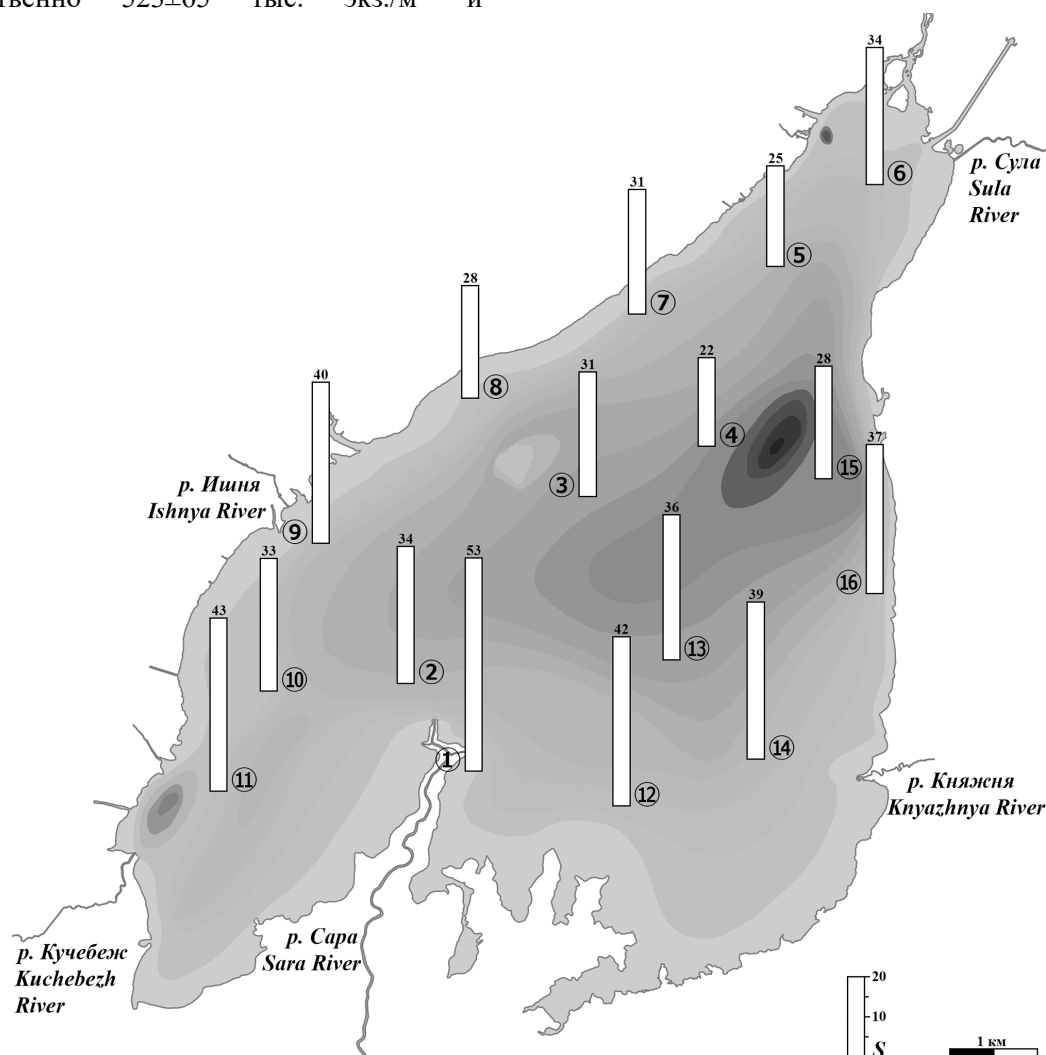


Рис. 1. Таксономическое богатство (S) мейобентоса в оз. Неро на исследованных в сентябре 2017 г. станциях (№ 1–16).

Fig. 1. Taxonomic richness (S) of meiobenthos in Lake Nero at the stations (№ 1–16) studied in September 2017.

Минимальная численность зафиксирована на речной ст. 1 (устье р. Сары), а биомасса на ст. 5. Как и в случае с таксономическим богатством, каких-либо достоверных зависимостей количественного распределения донной мейофауны от физико-химических и других известных параметров среды в период наблюдения не отмечено. Среди отдельных систематических групп главную роль в количественных показателях сообщества в озере занимали кладоцеры и кольчатые черви. Средние величины абсолютной и относительной численности первых превышали 211 тыс. экз./м² и 35%, вторых – 134 тыс. экз./м² и 27%. Ветвистоусые рачки явно преобладали в водоеме также по средним значениям биомассы – более 1.2 г/м² и 37%,

а ракушковые рачки, циклопы и кольчатые черви составляли в среднем 10–14% от интегральной величины *B* на станциях (табл. 1).

Наиболее многочисленным представителем донной мейофауны в озере в исследованный сезон был рачок *Coronatella rectangula*. Встреченный на всех станциях, за исключением речной ст. 1, он достигал местами плотности свыше 400–500 тыс. экз./м² (станции 10, 12, 13), что составляло 52–69% от всех обнаруженных в данных точках организмов. Средняя абсолютная и относительная численность вида в пробах равнялись соответственно 198.0±46.5 тыс. экз./м² и 33±5%. Биомасса рачка в тех же точках доходила до 1.7–2.4 г/м² (в относительном выражении – до 42–47%), а

средняя для всех станций имела значения 0.8 ± 0.2 г/м² ($24 \pm 3\%$). Еще одним выделяющимся по своему обилию таксоном была олигохета *Chaetogaster* cf. *diastrophus* (также зарегистрированная на всех станциях, кроме ст. 1). Максимальная численность червя достигала 190–222 тыс. экз./м² (станции 8, 11), средняя –

95 ± 16 тыс. экз./м², биомасса – $0.3–0.4$ г/м² (станции 4, 7, 9, 11) и 0.2 ± 0.0 г/м². Средние относительные показатели вида составляли $19 \pm 4\%$ по численности (до 40–59% в некоторых пробах) и $7 \pm 1\%$ по биомассе (до 15–17%).

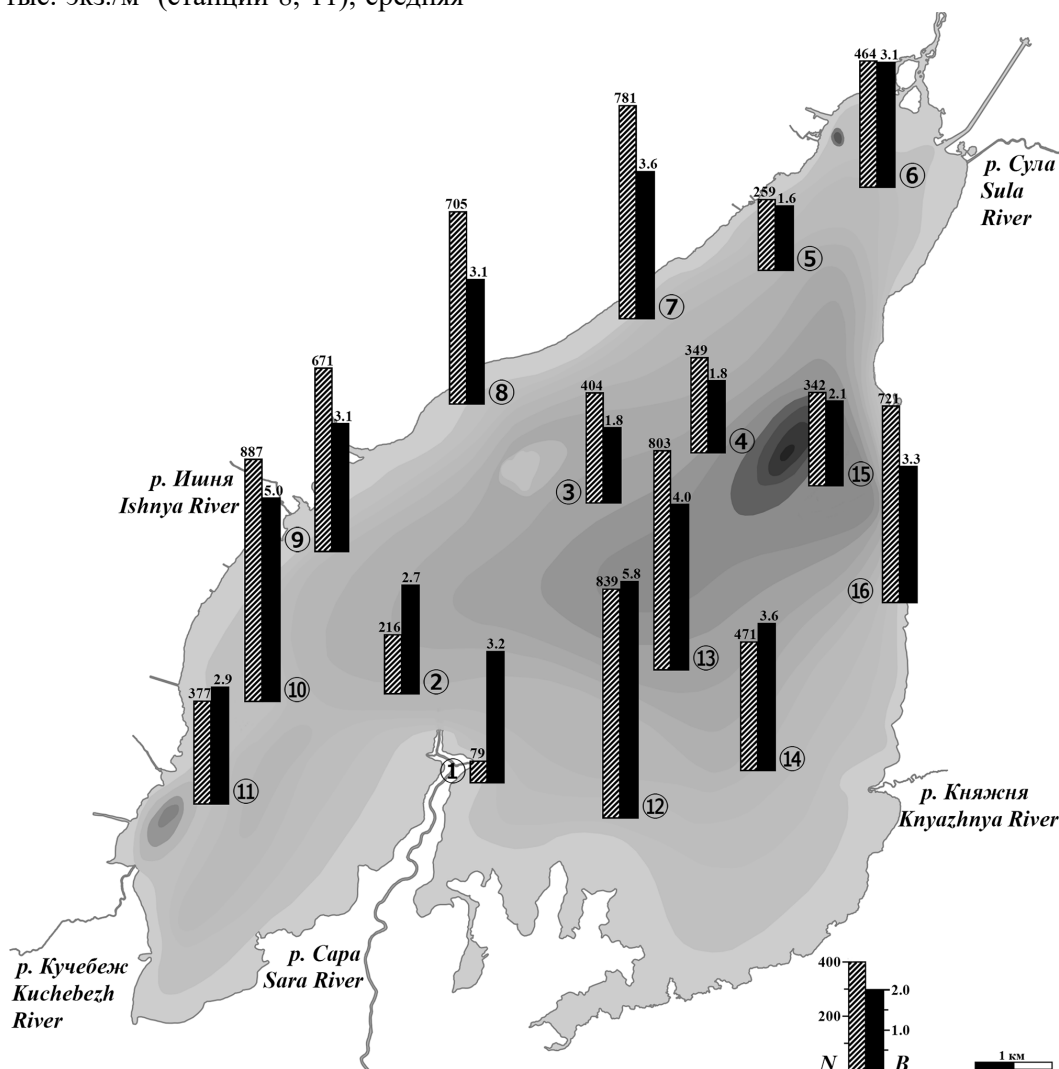


Рис. 2. Численность (N , тыс. экз./м²) и биомасса (B , г/м²) мейобентоса в оз. Неро на исследованных в сентябре 2017 г. станциях (№ 1–16).

Fig. 2. Abundance (N , thous. ind./m²) and biomass (B , g/m²) of meiobenthos in Lake Nero at the stations (№ 1–16) studied in September 2017.

На отдельных станциях заметную роль в количественных показателях сообщества ($>10\%$ от общей численности и/или биомассы) играли также не идентифицированные до вида полипы р. *Hydra* (до 12% по N и до 18% по B), турбеллярии (до 19% по N , до 21% по B), червь-гастротриха *Polymerurus* cf. *serraticaudus* (до 15% по N), нематода *Monhystera stagnalis* (до 15% по N), кольчатые черви р. *Aeolosoma* (до 27% по N), тихоходка *Isohypsiobius granulifer* (до 15% по N), клadoцеры *Leydigia leydigi* (до 16% по B) и *Macrothrix laticornis* (до 30% по B), циклопы *Cyclops kolensis* (до 16% по B) и *Diacyclops bicuspidatus*

(до 15% по B), остракоды *Cypria kraepelini* (до 14% по B), *Darwinula stevensoni* (до 11% по B) и *Fabaeformiscandona protzi* (до 24% по B), личинки поденки *Caenis horaria* (до 16% по B) и хирономиды *Cryptotendipes nigronitens* (до 11% по B), молодь моллюсков семейства Pisidiidae (до 21% по B).

Часть из отмеченных выше таксонов была встречена лишь в отдельных пробах и не играла заметной роли в общей количественной структуре сообщества в водоеме. Состав и ранговое положение главных (структурообразующих) представителей донной мейофауны в озере в изученный период про-

иллюстрированы на диаграмме (рис. 3), построенной на базе индекса плотности d , объединяющего в себе три основные характеристики количественного присутствия любого из таксонов в анализируемом материале – встречаемость, численность и биомассу. Подробно применение индекса d для описания комплексов структурообразующих организмов мейобентоса рассмотрено нами ранее на примере многолетних исследований в Рыбинском водохранилище [Гусаков, 2007б (Gusakov, 2007b)]. Как видно на рис. 3, кроме очевидного доминанта – рачка *Coronatella rectangula*, в комплекс основных видов в водоеме вошли еще 12 представителей из различных система-

тических групп (не принимая во внимание “сборные” таксоны *Turbellaria*, *Hydra* spp. и *Aeolosoma* spp., заключающие в себе более одного вида). Сравнительно высокое разнообразие структурообразующих видов также является показателем относительно благоприятных условиях существования сообщества в озере в период нашего наблюдения [Гусаков, 2007б (Gusakov, 2007b)]. При проведении дальнейших исследований в водоеме показатель d позволит проследить возможные изменения в количестве и составе доминирующих таксонов в сезонном, многолетнем и пространственном (при изучении и других биотопов) аспектах.

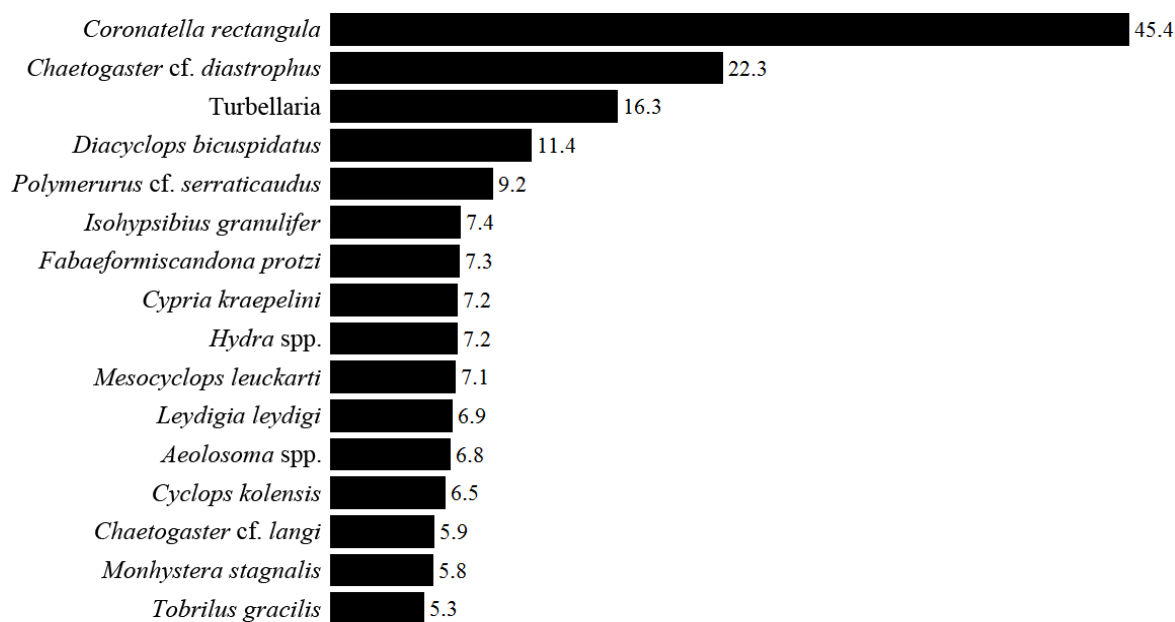


Рис. 3. Ранговое распределение по величине индекса плотности (d , %) доминирующих представителей мейобентоса в оз. Неро в сентябре 2017 г.

Fig. 3. The rank distribution of the dominant representatives of meiobenthos in Lake Nero in September 2017 based on the density index (d , %).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Подводя итог отметим, что первые исследования мейобентоса оз. Неро (в основной центральной части его акватории) показали, что в конце вегетационного сезона сообщество представлено здесь разнообразным в таксономическом отношении и количественно богатым комплексом организмов, несмотря на некоторые неблагоприятные условия среды (дефицит кислорода в придонных слоях), имевшие место на отдельных участках. Понятно, что вследствие пионерного характера настоящего исследования эта оценка носит предварительный характер. Для получения более объективных и всесторонних данных требуется дальнейшее изучение сообщества в озере, включая наблюдения в другие сезоны и в других местообитаниях (биотопах).

Очерчен круг структурообразующих представителей донной мейофауны в водоеме в исследованный период. Первые данные показывают, что сообщество в озере представлено типичным для европейских водоемов таксономическим комплексом. Каких-либо редких или не характерных для фауны региона организмов не выявлено. Принимая во внимание большой процент гидробионтов, впервые отмеченных в фауне озера при анализе нашего сообщества, очевидно, что продолжение исследований (в том числе на других участках акватории – в зарослях разнообразной водной растительности, прибрежной зоне, устьях впадающих рек и т.д.) представляет большой потенциал для описания общего разнообразия гидрофауны в данном водоеме.

БЛАГОДАРНОСТИ

Автор выражает искреннюю благодарность А. И. Цветкову (ИББВ РАН) за помощь в процессе сбора материала и измерения физико-химических параметров воды. Работа выполнена в рамках госзаданий № АААА-А18-118012690105-0 и № АААА-А18-118012690106-7.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Архипова Н.Р. Зависимость между линейными размерами и массой тела у некоторых тубифицид // Биология внутренних вод. Информационный бюллетень. 1988. № 79. С. 44–48.
- Балушкина Е.В., Винберг Г.Г. Зависимость между длиной и массой тела планктонных ракообразных // Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. Л.: ЗИН АН СССР, 1979. С. 58–79.
- Бентос Учинского водохранилища. М.: Наука. 1980. 251 с.
- Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Литвинов А.С., Поддубный С.А. Гидрология и гидрохимия оз. Неро. Рыбинск: Рыбинский дом печати, 2003. 192 с.
- Гурвич В.В. Микро- и мезобентос // Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. К.: Наукова думка, 1989. С. 73–95.
- Гусаков В.А. Мейобентос Горьковского водохранилища // Биологические ресурсы пресных вод: беспозвоночные. Рыбинск: Изд-во ОАО “Рыбинский Дом печати”, 2005. С. 98–141.
- Гусаков В.А. Мейобентос реки Оки // Экология водных беспозвоночных. Нижний Новгород: Вектор ТиС, 2007а. С. 76–105.
- Гусаков В.А. Мейобентос Рыбинского водохранилища. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2007б. 155 с.
- Курашов Е.А. Мейобентос как компонент озерной экосистемы. СПб.: Алга-Фонд, 1994. 224 с.
- Курашов Е.А. Мейобентос в пресноводных экосистемах. Его роль и перспективы исследования // Актуальные вопросы изучения микро-, мейзообентоса и фауны зарослей пресноводных водоемов. Нижний Новгород: Вектор ТиС, 2007а. С. 36–71.
- Курашов Е.А. Методы и подходы для количественного изучения пресноводного мейобентоса // Актуальные вопросы изучения микро-, мейзообентоса и фауны зарослей пресноводных водоемов. Нижний Новгород: Вектор ТиС, 2007б. С. 5–35.
- Луферова Л.А. Весовая характеристика некоторых пресноводных Ostracoda // Биология внутренних вод. Информационный бюллетень. 1970. № 5. С. 35–39.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. Л.: Минрыбхоз РСФСР, ГосНИОРХ, ЗИН АН СССР, 1984. 52 с.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д. Материалы по среднему весу водных беспозвоночных бассейна Дона // Труды проблемных и тематических совещаний ЗИН. 1954. № 2. С. 223–241.
- Панкратова В.Я., Балушкина Е.В. Зависимость массы тела от длины и интенсивности обмена у личинок хирономид // Основы изучения пресноводных экосистем. Л.: ЗИН АН СССР, 1981. С. 92–97.
- Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука. 1982. 287 с.
- Протасов А.А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология. Киев: Институт гидробиологии НАН Украины, 2002. 105 с.
- Современное состояние экосистемы озера Неро. Рыбинск: Институт биологии внутренних вод, 1991. 176 с.
- Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века. М.: Наука, 2008. 406 с.
- Цаполихин С.Я. Определение веса пресноводных нематод // Эволюция, систематика, морфология и экология свободноживущих нематод. Л.: ЗИН АН СССР, 1981. С. 80–85.
- Численко Л.Л. Номограммы для определения веса водных организмов по размерам и форме тела. Л.: Наука, 1968. 107 с.
- Шереметевский А.М. Роль мейобентоса в биоценозах шельфа южного Сахалина, восточной Камчатки и Новосибирского мелководья. Л.: Наука, 1987. 135 с.
- Щербина Г.Х. Годовая динамика макрозообентоса открытого мелководья Волжского плеса Рыбинского водохранилища // Зооценозы водоемов бассейна Верхней Волги в условиях антропогенного воздействия. СПб: Гидрометеоздат. 1993. С. 108–144.
- Schmid-Araya J.M., Hildrew A.G., Robertson A., Schmid P.E., Winterbottom J. The importance of meiofauna in food webs: evidence from an acid stream // Ecology. 2002. Vol. 83. P. 1271–1285. DOI: 10.1890/0012-9658(2002)083[1271:TIOF]2.0.CO;2
- Giere O. Meiobenthology. The microscopic motile fauna of aquatic sediments. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2009. 527 p. DOI: 10.1007/978-3-540-68661-3
- Hulings N.C., Gray J.S. A manual for the study of meiofauna // Smithsonian Contributions to Zoology. 1971. № 78. 84 p. DOI: 10.5479/si.00810282.78
- Limnofauna Europaea. Stuttgart, N. Y., Amsterdam: Gustav Fischer Verlag & Swets en Zeitlinger B.V., 1978. 532 p.

Williams D.D., Williams N.E. A counterstaining technique for use in sorting benthic samples // *Limnology and Oceanography*. 1974. Vol. 19, № 1. P. 152–154. DOI: 10.4319/lo.1974.19.1.0152

REFERENCES

- Arhipova N.R. Zavisimost' mezhdru lineinymi razmerami i massoi tela u nekotoryh tubifitsid [The relationship between linear dimensions and body weight in some tubificides]. *Biologiya vnutrennih vod. Informatsionnyi byulleten'*, 1988, no. 79, pp. 44–48. (In Russian)
- Balushkina E.V., Vinberg G.G. Experimental and field studies of the biological foundations of lake productivity. *Zavisimost' mezhdru dlinoi i massoi tela planktonnykh rakoobraznykh* [The relationship between the length and body weight of planktonic crustaceans]. Leningrad, ZIN AN SSSR, 1979, pp. 58–79. (In Russian)
- Bentos Uchinskogo vodohranilisha [Benthos of the Ucha reservoir]. Moscow: Nauka, 1980. 251 p. (In Russian)
- Bikbulatov E.S., Bikbulatova E.M., Litvinov A.C., Poddubnyi S.A. *Gidrologiya i gidrokhimiya ozera Nero* [Hydrology and hydrochemistry of Lake Nero]. Rybinsk: Rybinskii dom pečati, 2003, 192 p. (In Russian)
- Chislenko L.L. Nomogrammy dlya opredeleniya vesa vodnykh organizmov po razmeram i forme tela [Nomograms for determining the weight of aquatic organisms by size and body shape]. Leningrad: Nauka, 1968, 107 p. (In Russian)
- Giere O. *Meiobenthology. The microscopic motile fauna of aquatic sediments*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2009. 527 p. doi: 10.1007/978-3-540-68661-3.
- Gurvich V.V. Invertebrates and fish of the Dnieper River and its reservoirs. *Mikro- i mezobentos* [Micro- and mesobenthos]. Kiev: Naukova dumka, 1989, pp. 73–95. (In Russian)
- Gusakov V.A. Biological resources of the freshwaters: invertebrates. *Meiobentos Gor'kovskogo vodohranilisha* [Meiobenthos of the Gorky reservoir]. Rybinsk: Izdatel'stvo OAO "Rybinskii Dom pečati", 2005, pp. 98–141. (In Russian)
- Gusakov V.A. Ecology of aquatic invertebrates. *Meiobentos reki Oki* [Meiobenthos of the Oka River]. Nizhny Novgorod: Vektor TiS, 2007a, pp. 76–105. (In Russian)
- Gusakov V.A. *Meiobentos Rybinskogo vodohranilisha* [Meiobenthos of the Rybinsk reservoir]. Moscow: Tovarišchestvo nauchnykh izdaniĭ KMK, 2007b. 155 p. (In Russian)
- Hulings N.C., Gray J.S. A manual for the study of meiofauna. *Smithson. Contr. Zool.*, 1971, no. 78, pp. 1–84. doi: 10.5479/si.00810282.78.
- Kurashov E.A. *Meiobentos kak komponent ozernoi ekosistemy* [Meiobenthos as a component of the lake ecosystem]. St. Petersburg: Alga-Fond, 1994, 224 p. (In Russian)
- Kurashov E.A. Actual problems of the study of micro-, meiozoobenthos and phytophilous fauna of fresh water bodies. *Meiobentos v presnovodnykh ekosistemakh. Ego rol' i perspektivy issledovaniya* [Meiobenthos in freshwater ecosystems. Its role and research prospects]. Nizhny Novgorod: Vektor TiS, 2007a, pp. 36–71. (In Russian)
- Kurashov E.A. Actual problems of the study of micro-, meiozoobenthos and phytophilous fauna of fresh water bodies. *Metody i podhody dlya kolichestvennogo izučeniya presnovodnogo meiobentosa* [Methods and approaches for the quantitative study of freshwater meiobenthos]. Nizhny Novgorod: Vektor TiS, 2007b, pp. 5–35. (In Russian)
- Limnofauna Europaea. Stuttgart, N. Y., Amsterdam, Gustav Fischer Verlag & Swets en Zeitlinger B.V., 1978. 532 p.
- Luferova L.A. Vesovaya harakteristika nekotorykh presnovodnykh Ostracoda [Weight characteristics of some freshwater Ostracoda]. *Biologiya vnutrennih vod. Informatsionnyi byulleten'*, 1970, no. 5, pp. 35–39. (In Russian)
- Metodicheskie rekomendatsii po sboru i obrabotke materialov pri gidrobiologicheskikh issledovaniyakh na presnovodnykh vodoemakh. Zoobentos i ego produkcija* [Guidelines for the collection and processing of materials in hydrobiological studies in freshwater bodies. Zoobenthos and its production]. Leningrad: Minrybhoz RSFSR, GosNIORH, ZIN AN SSSR, 1984, 52 p. (In Russian)
- Metodika izučeniya biogeotsenozov vnutrennih vodoemov* [The methods for the study of biogeocenoses of inland waters]. Moscow: Nauka, 1975, 254 p. (In Russian)
- Morduhai-Boltovskoi F.D. Materialy po srednemu vesu vodnykh bespozvonochnykh bassejna Dona [Materials on the average weight of aquatic invertebrates of the Don River basin]. *Trudy problemnykh i tematicheskikh soveshchaniĭ ZIN*, 1954, no. 2, pp. 223–241. (In Russian)
- Pankratova V.Ya., Balushkina E.V. Foundations of the study of freshwater ecosystems. *Zavisimost' massy tela ot dliny i intensivnosti obmena u lichinok hironomid* [Dependence of body weight on the length and intensity of metabolism in chironomid larvae]. Leningrad, ZIN AN SSSR, 1981, pp. 92–97. (In Russian)
- Pesenko Yu.A. *Printsipy i metody kolichestvennogo analiza v faunisticheskikh issledovaniyakh* [Principles and methods of quantitative analysis in faunal studies]. Moscow: Nauka, 1982, 285 p. (In Russian)
- Protasov A.A. *Bioraznoobrazie i ego otsenka. Kontseptual'naya diversikologiya* [Biodiversity and its estimation. Conceptual diversicology]. Kyiv: Institut gidrobiologii NAN Ukrainy, 2002, 105 p. (In Russian)
- Scherbina G.H. Zoocenoses of water bodies of the Upper Volga basin under conditions of anthropogenic impact. *Godovaya dinamika makrozoobentosa otkrytogo melkovod'ya Volzhskogo plesa Rybinskogo vodohranilisha* [Annual dynamics of macrozoobenthos in open littoral of the Volga part of the Rybinsk reservoir]. St. Petersburg: Gidrometeoizdat, 1993, pp. 108–144. (In Russian)
- Schmid-Araya J.M., Hildrew A.G., Robertson A., Schmid P.E., Winterbottom J. The importance of meiofauna in food webs: evidence from an acid stream. *Ecology*, 2002, vol. 83, pp. 1271–1285. doi: 10.1890/0012-9658(2002)083[1271:TIOMIF]2.0.CO;2.

- Sheremetevskii A.M. *Rol' meiobentosa v biotsenozah shel'fa yuzhnogo Sahalina, vostochnoi Kamchatki i Novosibirskogo melkovod'ya* [The role of meiobenthos in the biocenoses of the shelf of southern Sakhalin, eastern Kamchatka, and Novosibirsk shallow water]. Leningrad: Nauka, 1987, 135 p. (In Russian)
- Sostoyanie ekosistemy ozera Nero v nachale XXI veka* [The state of the ecosystem of Lake Nero at the beginning of the XXI century]. Moscow: Nauka, 2008, 406 p. (In Russian)
- Sovremennoe sostoyanie ekosistemy ozera Nero* [The current state of the ecosystem of Lake Nero]. Rybinsk: Institut biologii vnutrennih vod, 1991, 176 p. (In Russian)
- Tsalolihin S.Ya. Evolution, taxonomy, morphology and ecology of free-living nematodes. *Opreделение vesa presnovodnykh nematod* [Estimation of the weight of freshwater nematodes]. Leningrad: ZIN AN SSSR, 1981, pp. 80–85. (In Russian)
- Williams D.D., Williams N.E. A counterstaining technique for use in sorting benthic samples. *Limnol. Oceanogr.*, 1974, vol. 19, no. 1, pp. 152–154. doi: 10.4319/lo.1974.19.1.0152.

THE FIRST DATA ON THE MEIOBENTHOS OF LAKE NERO

V. A. Gusakov

*Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences,
Borok, Nekouzskii raion, Yaroslavl oblast, 152742 Russia, e-mail: gusakov@ibiw.ru*

The paper provides the first results of a study of the qualitative and quantitative structure of the community of bottom meiofauna (meiobenthos) in shallow, hypereutrophic Lake Nero (Volga River basin, Yaroslavl region, Russia). In the samples, collected in early September 2017, 106 representatives from 16 systematic groups of aquatic organisms were found. About half of them had not been previously recorded in the lake's fauna. The species composition of Gastrotricha, Nematoda, Tardigrada, Acari, Harpacticoida, and Ostracoda was analyzed in the water body for the first time. The new representatives were also registered among Annelida, Cladocera, Cyclopoida, and Chironomidae, the diversity of which was previously analyzed in the study of zooplankton, macrozoobenthos, and fauna of the lake's aquatic vegetation. It is established that at the end of the vegetation season, the meiobenthos of the lake characterizes by relatively high taxonomic richness, diversity, and quantitative parameters. The average number of taxa in the samples and the value of the Shannon-Weaver index were 35 ± 2 and 3.1 ± 0.2 bit/ind., and the average abundance and biomass were 523 ± 65 thous. ind./m² and 3.2 ± 0.3 g/m², respectively. Based on the density index, the circle of the main (dominant) community members in the studied period was outlined. The major position among the dominants was occupied by the cladocerans *Coronatella rectangula*, the absolute and relative abundance and biomass of which at the stations reached 500 thous. ind./m² (69%) and 2.4 g/m² (47%), respectively.

Keywords: hypereutrophic lake, bottom meiofauna, taxonomic composition, biodiversity, abundance, biomass

ФАУНА МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫХ ОЗЕРА НЕРО

Е. Г. Пряничникова, Н. Н. Жгарева

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: pryanychnikova_e@mail.ru

Поступила в редакцию 28.06.2020

Приведен таксономический состав макробентоса оз. Неро и устьевого участка р. Сара. Основная часть бентоса в летний период в озере сформирована личинками амфибиотических насекомых – хирономидами, мокрецами и поденками. Комплекс видов макробентоса озера и устья реки Сара можно охарактеризовать как хирономидный. Относительно результатов предыдущих исследований бентоса произошли изменения в доминантном комплексе, отмечено снижение общей биомассы макробеспозвоночных. Это обусловлено в первую очередь неблагоприятным кислородным режимом водоема (зимние заморы и присутствие сероводорода в верхнем слое илов летом), а также жидкими илами, мало пригодными для роющих форм бентоса. В совокупности со снижением индекса видового разнообразия присутствие только одного доминантного вида (*Chironomus f.l. plumosus*) свидетельствует о уменьшении однородности структуры донных сообществ и ее упрощении. Произошло сокращение видового богатства, частоты встречаемости и обилия олигохет по сравнению с данными других исследований. В отличие от донных сообществ, зарослевые биотопы можно охарактеризовать как более благоприятные для как бентосных, так и зарослевых беспозвоночных организмов. Большое количество видов беспозвоночных позволяет оценивать заросли как биотоп с достаточно благоприятными условиями среды. Здесь могут сосуществовать реофильные, лимнофильные и встречающиеся многие облигатнобентосные виды, поднимающиеся со дна в зону зарослей с благоприятным кислородным режимом, что позволяет им выживать в условиях дефицита кислорода.

Ключевые слова: донные сообщества, фитофильная фауна, видовое богатство, встречаемость, озеро.

DOI: 10.47021/0320-3557-2020-73-86

ВВЕДЕНИЕ

Первые сведения по бентосу оз. Неро были получены в 20-е годы прошлого века [Грезе 1930 (Greze, 1930)]. Грезе лишь отметил некоторые доминирующие виды. Затем бентос изучали в начале 1960-х – конце 70-х [Монаков, Экзерцев, 1970 (Monakov, Ekzertsev, 1970); Поддубная, 1986 (Poddubnaya, 1986)], было выявлено 7 видов олигохет и 17 форм хирономид. Наиболее полно сообщество донных животных и фауна зарослей изучались в 1987 г. с целью оценить состояние донных и фитофильных сообществ, выявить тенденции развития, возможности нагула рыб-бентофагов [Баканов, 1991 (Bakanov, 1991); Жгарева, 1991 (Zhigareva, 1991)]. Далее бентос исследовали периодически только как кормовую базу в ходе комплексных исследований ИБВВ РАН [Половкова и др., 2008 (Polovkova et al., 2008)]. Кормовая база бентоса и фауны зарослей были оценены как достаточные для имеющихся запасов рыбы. В настоящее время, в связи с изменениями распространения растительных сообществ [Папченков и др., 2008 (Papchenkov

et al., 2008)], возникла необходимость провести исследования фауны донных и фитофильных сообществ. Целью нашей работы было изучение современного состояния донных сообществ и фауны зарослей оз. Неро, а также устьевого участка р. Сара. В рамках этой цели были поставлены следующие задачи: проанализировать современный таксономический состав, структуру, качественные и количественные показатели донных сообществ и фитофильной фауны; показать влияние на распределение обилия зообентоса наличия и типа зарослей макрофитов; дать оценку состояния кормовой базы рыб, как по бентосным организмам открытой части озера, так и по донной фауне основных типов зарослей; провести сравнительный анализ сообществ бентоса и фауны зарослей относительно таковых в предыдущие десятилетия (1960-е и 2000-е гг.); проанализировать современный сапробиологический и трофический статусы озера по показателям структуры сообществ донных животных и фитофильной фауны.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Летом 2017 г. было выполнены две бентосные съемки на станциях, расположенных в озере (станции 3–16) и дополнительно на станциях в р. Сара и ее устьевой зоне (станции 1–2) (рис. 1). Глубина сбора проб варьировала от 1 до 3 м. Количественные пробы соби-

рали при помощи модифицированного дночерпателя ДАК-100 с площадью захвата 0.01 м² (по 2 выемки на каждой станции). Грунт промывали в мешках из мельничного газа с размером ячеи 200 мкм. Грунты были представлены сапропелевым илом, илами

с растительными остатками различной степени разложения. Крупных моллюсков идентифицировали до вида, измеряли и взвешивали в живом состоянии. Организмы макрозообентоса из остатков промытого грунта выбирали живыми с последующей фиксацией 8% формалином. Камеральную и статистическую обработку собранного материала проводили по стандартной методике, принятой в ИБВВ РАН [Методика изучения..., 1975 (Metodika izucheniya..., 1975; Пряничникова, 2019 (Pryanichnikova, 2019)].

Для оценки состояния сообществ макрозообентоса использовали следующие показатели: численность, N , экз./м², биомасса B , г/м², %, число видов S , индекс Шеннона-Уивера H , бит/экз., частота встречаемости P , %, индекс Вудивисса TBI (Trent Biotic Index). Виды, частота встречаемости у которых была выше 50% мы относили к постоянным. При подсчете показателей обилия не учитывали биомассу мегабентоса (семейства Unionidae, Mollusca).

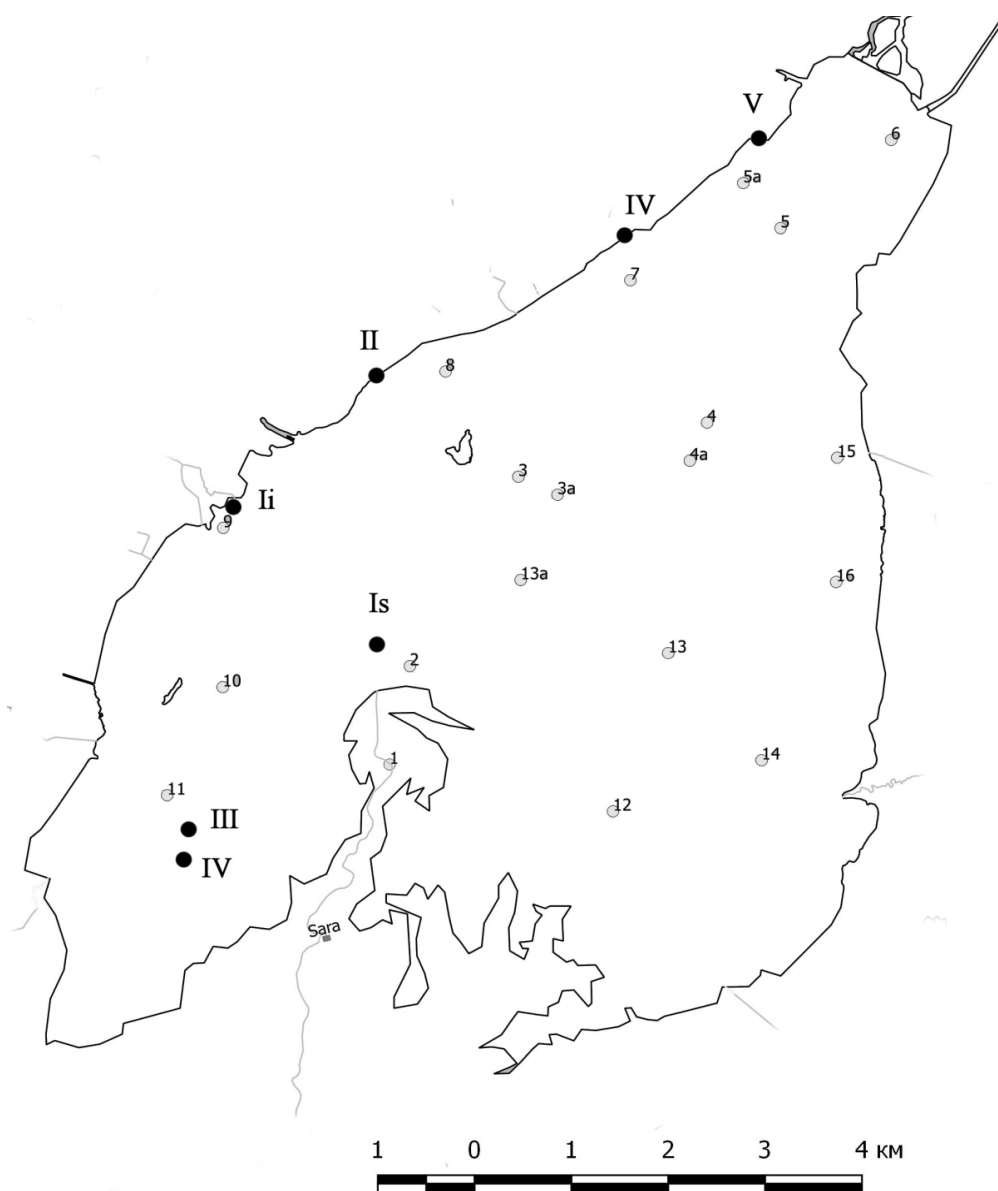


Рис. 1. Карта расположения станций отбора проб макробентоса (1–16) и фауны зарослей (I–VII) оз. Неро.

Fig. 1. Location of main sampling stations in Lake Nero.

Также, в августе–сентябре 2017 г. для выявления населения фитофильной фауны были обследованы заросли макрофитов. Так как с берега часто иногда невозможно подойти к зарослям из-за заболачивания прибрежных участков озера, пробы в основном собирали

в ассоциациях растений с лодки. При этом более доступны сборы в поверхностных слоях и затруднены в глубинных. Таким образом, были обследованы заросли на нескольких станциях (рис. 1). Это:

1) устьевые участки притоков рек Ишня и Сара, густые ассоциации кубышки, роголистника, урути, рдеста пронзеннолистного и телореза;

2) монодоминантные заросли рогоза узколистного;

3) куртины тростника;

4) монодоминантные заросли рдеста пронзеннолистного;

5) скопления сусака и ежеголовника с примесью рясок и водокраса.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В 2017 г. в оз. Неро было выявлено 13 видов и форм макрозообентоса (табл. 1, 2). Основу видового богатства формировали хирономиды – 5 видов рангом ниже рода, олигохет было несколько меньше (3). Только в июне были единично отмечены прочие виды личинок амфибиотических насекомых (поденок, мокрецов, хаборид). В июньских пробах в озере присутствовал один вид двустворчатых моллюсков, который относится к мегабентосу – *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758). В р. Сара и ее устьевой зоне обнаружено 15 видов и форм макрозообентоса. Как и в озере, основными группами были хирономиды и олигохеты

(табл. 2). Пиявки и моллюски представлены 1 и 2 видами в озере и реке соответственно.

В течение исследуемого периода число видов основных таксономических групп оставалось практически неизменным (табл. 2). При этом фаунистическое сходство между июньским и июльскими сообществами как в озере, так и в реке, составило менее 40% (табл. 1). Это показывает невысокую стабильность видового состава макробентоса озера и реки в течение лета. Скорее всего, это связано с особенностями жизненных циклов амфибиотических насекомых (хирономиды, поденки, мокрецы и т.д.), составляющих основу видового богатства бентоса.

Таблица 1. Таксономический состав, сапробность и встречаемость макробентоса оз. Неро и р. Сара

Table 1. Taxonomic composition, saprobity, and occurrence of macrozoobenthos of the Nero Lake and Sara River

Таксон Taxon	Класс сапробности Class of saprobity	Озеро Lake		Река River	
		Июнь June	Июль July	Июнь June	Июль July
Тип MOLLUSCA					
Класс Bivalvia					
Сем. Pisidiidae					
<i>Pisidium amnicum</i> (Mueller)	β			+	
Сем. Unionidae					
<i>Unio</i> sp.	–				+
<i>Anodonta anatina</i> (L.)	β	+			
Тип ANNELIDA					
Класс Clitellata					
Подкл. Oligochaeta					
Сем. Tubificidae					
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède	поли			+	+++
<i>L. udekemianus</i> Claparède	поли			+	+
<i>Potamothenis hammoniensis</i> (Michaelsen)	α	+	+		
<i>Tubifex newaensis</i> (Michaelsen)	β			+	+
<i>T. tubifex</i> (Mueller)	поли	+	+	+	+
Подкласс Hirudinea					
Сем. Glossiphoniidae					
<i>Helobdella stagnalis</i> (L.)	α			+	
Тип ARTHROPODA					
Класс Insecta					
Отряд Ephemeroptera					
Сем. Caenidae					
<i>Caenis horaria</i> L.	β	+			
Отряд Diptera					
Сем. Ceratopogonidae					
<i>Mallochohelea inermis</i> Kieffer	β		+		
<i>Sphaeromias pictus</i> Meigen	β	+			
Сем. Chaoboridae					
<i>Chaoborus cristallinus</i> (De Geer)	β	+			
Сем. Chironomidae					
<i>Tanytarsus villipennis</i> (Kieffer)	α				+

Таксон Taxon	Класс сапробности Class of saprobity	Озеро Lake		Река River	
		Июнь June	Июль July	Июнь June	Июль July
<i>Chironomus</i> f.l. <i>plumosus</i> L.	α	++	++	+	+++
<i>Cryptochironomus obreptans</i> (Walker)	β				+
<i>Cladopelma viridula</i> (Fabricius)	β				+
<i>Einfeldia carbonaria</i> Meigen	β	+	+		
<i>Harnschia curtilamellata</i> (Malloch)	β				+
<i>Gliptotendipes glaucus</i> (Meigen)	β		+	+	
<i>Microchironomus tener</i> (Kieffer)	β				
<i>Polypedilum</i> gr. <i>nubeculosum</i> (Meigen)	β			+	
<i>Tanytarsus</i> gr. <i>Holochlorus</i>	—	+		+	
Всего видов Total	23	13		15	

Примечание. Встречаемость: постоянные виды: “+++” – виды присутствуют во всех пробах, и “++” – виды обнаружены более чем в половине проб; “+” – единичная встречаемость.

Note. Occurrence: permanent species: “+++” – species are present in all samples, and “++” – species are found in more than half of the samples; “+” – single occurrence.

Таблица 2. Состав основных таксономических групп макробентоса оз. Неро и р. Сара

Table 2. Composition main taxonomic group of macrobenthos of the Nero Lake and Sara River

Таксономическая группа Taxonomic group	Озеро / Lake		Река / River	
	Июнь June	Июль July	Июнь June	Июль July
Хирономиды / Chironomids	3	3	3	4
Олигохеты / Oligochaeta	2	2	4	4
Пиявки / Leeches	0	0	1	0
Моллюски / Mollusks	1	0	1	1
Прочие / Other species	3	1	0	0
Всего видов Total	9	6	9	9

В июне как в озере, так и в реке, доминантный комплекс видов был сформирован личинками хирономид (в основном, *Chironomus* f.l. *plumosus*) (табл. 3). В июле было отмечено расширение доминантного комплекса видов за счет представителей олигохет (р. *Limnodrilus*).

В целом, комплекс видов макробентоса озера и реки можно охарактеризовать как хирономидный. Сходство фауны макробентоса озера и реки в июне было довольно большим и составило 70%, а в июле наоборот, низким – всего 25%. При этом в июле заметно выросла биомасса в речных сообществах за счет увеличения обилия олигохет (рис. 2, табл. 4). Динамика численности и биомассы основных групп бентоса летом в озере отличалась от реки большей стабильностью.

В июне в бентосе озера как по численности, так и по биомассе, преобладали фитодетритофаги-фильтраторы+собиратели (рис. 3). К ним может быть отнесена большая часть хирономид. В речных сообществах по биомассе

практически в равных долях были представлены фитодетритофаги-фильтраторы (двустворчатый моллюск *Pisidium amnicum*), детритофаги-глутатели (олигохеты р. *Limnodrilus*) и фитодетритофаги-фильтраторы+собиратели (хирономиды). При этом значительная доля численности сформирована, как и в озере – фитодетритофагами-фильтраторами+собирающими.

В 2017 г. в сообществах зарослей всего было выявлено 203 вида. В прибрежной зоне в зарослях злодеи обнаружено довольно богатое население. Здесь встречено 28 видов личинок амфибиотических насекомых, 2 вида имаго жуков и 11 видов гомотопной фауны. Примечательно, что здесь встречено всего 2 экз. двух видов моллюсков с декальцинированными раковинами. Доминировал хирономидно-олигохетный комплекс. Отмечено много организмов мейобентоса, видов фитофильного зоопланктона. Следует также отметить, что среди растений встречено несколько видов личинок мух, потребляющих гниющую органику.

Таблица 3. Количественные характеристики доминантных видов макробентоса оз. Неро и р. Сара**Table 3.** Quantitative characteristics of dominant species of macrobenthos of the Nero Lake and Sara River

Вид Species	Класс сапробности Class of saprobity	Озеро Lake		Река River	
		Июнь June	Июль July	Июнь June	Июль July
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	поли	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>75</u> 0.6	<u>125</u> 0.4
<i>L. udekemianus</i>	поли	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>25</u> 0.1	<u>75</u> 0.4
<i>Chironomus f.l. plumosus</i>	A	<u>38</u> 1.4	<u>69</u> 1.9	<u>150</u> 0.8	<u>125</u> 4.1
<i>Einfeldia carbonaria</i>	B	<u>13</u> 0.1	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0
<i>Polypedilum gr. Nubeculosum</i>	B	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>150</u> 0.2	<u>0</u> 0
<i>Tanytarsus gr. holochlorus</i>	—	4 <0.01	<u>0</u> 0	<u>50</u> 0.1	<u>0</u> 0

Примечание. Над чертой – численность, экз./м², под чертой – биомасса, г/м². Полу жирным шрифтом выделены доминантные виды на данном участке водоема.

Note. Above the line – abundance, ind./m², below the line – biomass, g/m². Bold letters indicate dominant species in this section of the lake or river.

Таблица 4. Основные характеристики макробентоса оз. Неро и р. Сара**Table 4.** Main characteristics of macrobenthos of the Nero Lake and Sara River

Показатель Parameter	Озеро Lake		Река River	
	Июнь June	Июль July	Июнь June	Июль July
<i>N</i> , экз./м ² (ind./m ²)	75±18	104±31	600±500	625±225
<i>B</i> , г/м ² (g/m ²)	1.65±0.57	2.02±0.62	2.85±2.50	7.78±0.53
<i>S</i> , в пробе (in sample)	9	6	9	9
<i>H_N</i> , бит/экз. (bit/ind.)	0.4±0.2	0.4±0.2	1.4±1.4	1.6±0.6
Сапробность Saprobity	2.6±0.2	3.0±0.1	2.2±0.3	3.1±0.4
Класс сапробности Class of saprobity	α	α	β	α
Индекс Вудивисса <i>TBI</i> (Trent Biotic Index)	2	2	2	2

В монодоминантных зарослях рдеста пронзеннолистного в августе уже наблюдалось накопление извести на листьях. Доминировали хирономиды, было мало олигохет, моллюски не встречены. Очень бедная проба. В сентябре была взята более объемная проба, в результате чего разнообразие организмов явно повысилось, несмотря на то, что отложение извести было более интенсивным. Как негативный факт следует отметить то, что 3 экз. мелких моллюсков *Acroloxus* имели декальцинированную раковину.

В устьевых участках притоков рек Ишня и Сара в густых ассоциациях кубышки, рогилистника, урути, рдеста пронзеннолистного и телореза расположены самые богатые по видово-

му составу сообщества, включающие не только фитофилов, но и облигатно-бентосные виды.

Такое же распределение сообществ наблюдали и в прошлые годы исследований. Это явление мы назвали “эффект всплывшего дна”.

При пересчете на кубический метр получаем биомассы: в зарослях воздушно-водных растений (рогоз, тростник, камыш, ежеголовник, сусак) от 8.6 г (при исключении мшанок) до 58.0–84.6 г; в устьевых участках Сары и Ишни в густых смешанных ассоциациях растений (кубышка, телорез, рогилистник, уруть, рдесты) от 42.0–53.5 г до 95.7 г; в чистых зарослях рдестов (разных видов и на разных глубинах) от 19.3 г до 92.3 г.

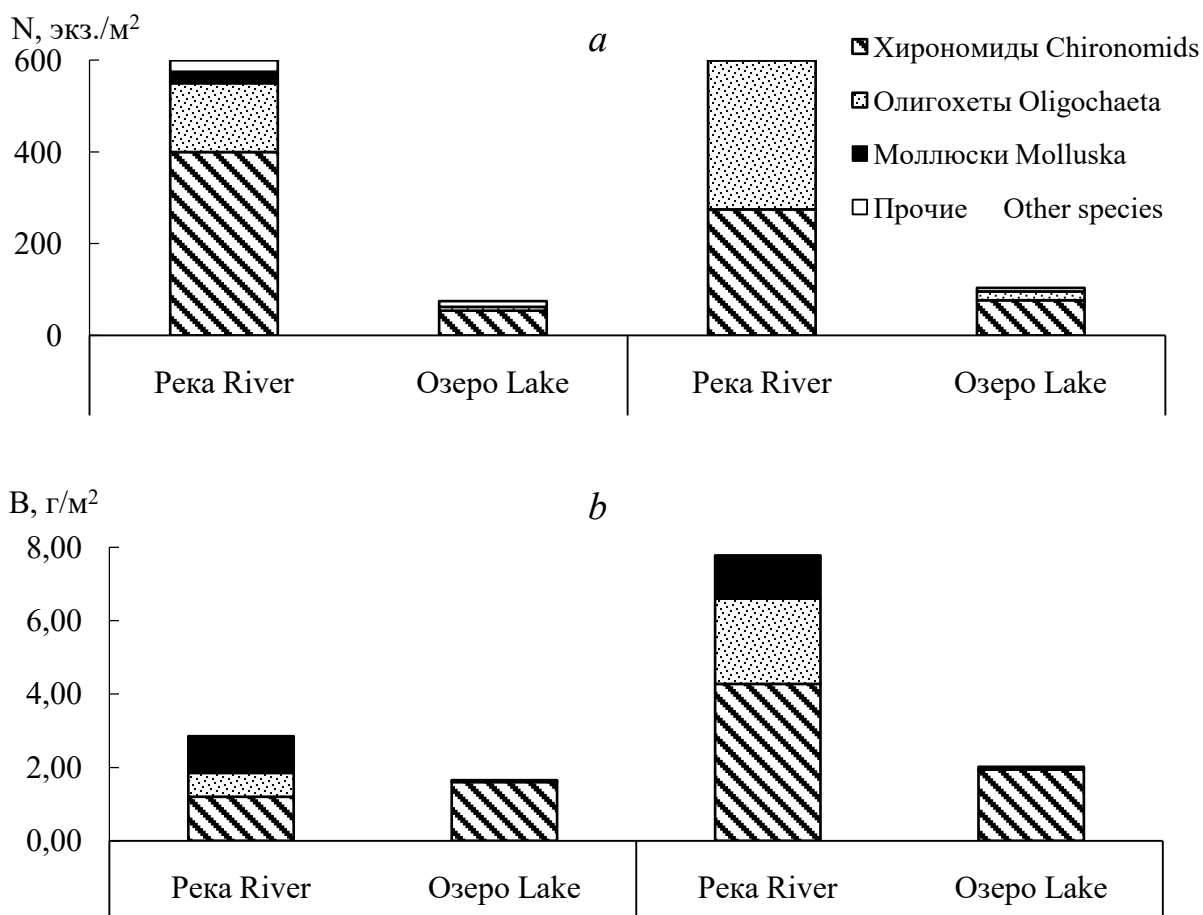


Рис. 2. Динамика численности (а) и биомассы (б) основных таксономических групп макробентоса оз. Неро и р. Сара.

Fig. 2. Dynamics of abundance (a) and biomass (b) of the main taxonomic groups of macrobenthos of Lake Nero and River Sarah.

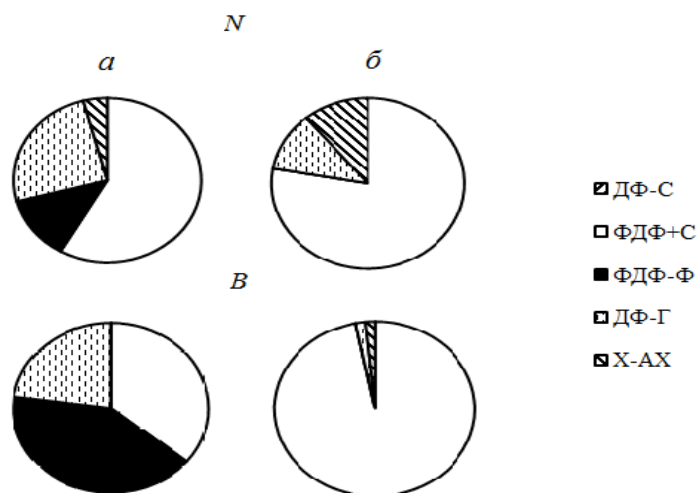


Рис. 3. Численность (N) и биомасса (B) основных трофических групп макробентоса оз. Неро (б) и речных участков (а) в июне. ДФ-С – детритофаги-собиратели, ФДФ-Ф+С – фитодетритофаги-фильтраторы+собиратели, ФДФ-Ф – фитодетритофаги-фильтраторы, ДФ-Г – детритофаги-глотатели, Х-АХ – хищники-активные хвататели.

Fig. 3. The abundance (N) and biomass (B) of the main trophic groups of macrobenthos of Lake Nero (b) and river sections (a) in June. DF-S - detritophages-gatherers, FDF-F + S - phytodetritophages – filtrators + collectors, FDF-F - phytodetritophages-filtrators, DF-G – detritophages-swallowers, X-AH – predators-active captors.

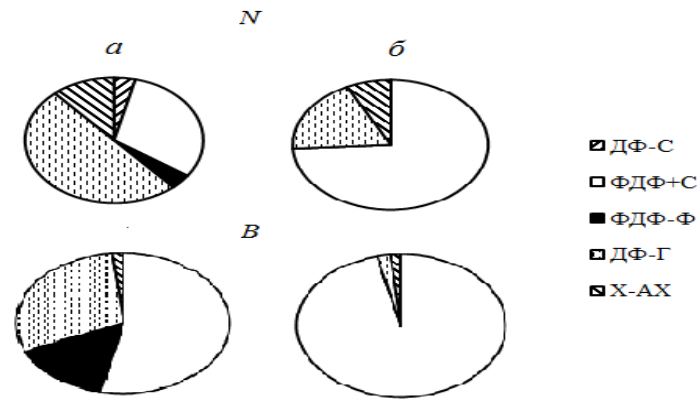


Рис. 4. Численность (N) и биомасса (B) основных трофических групп макробентоса оз. Неро (б) и речных участков (а) в июле. Обозначения см. рис. 2.

Fig. 4. The abundance (N) and biomass (B) of the main trophic groups of macrobenthos of Lake Nero (б) and river sections (а) in July. Designations see fig. 2.

В 2017 г. по видовому составу макрофауны зарослей дана предварительная сапробиологическая оценка озера. Большое количество видов беспозвоночных (гомотопы+гетеротопы), характерных для олигосапробных и α - β -мезосапробных условий позволяет оценивать заросли как биотоп с достаточ-

но благоприятными условиями среды. Здесь могут сосуществовать реофильные, лимнофильные и встречающиеся многие облигатно-бентосные виды, поднимающиеся со дна в зону зарослей с благоприятным кислородным режимом, что позволяет им выживать в условиях дефицита кислорода.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

В июне 2017 г. организмы бентоса не были обнаружены на трех станциях (станции 3, 5 и 14), в июле – уже на пяти (станции 3, 5, 7, 9 и 13). Несмотря на это, средние показатели численности и биомассы немного увеличились. Из-за невысоких показателей обилия макробентоса в озере довольно сложно оценивать его пространственное распределение. При этом наибольшие количественные характеристики бентоса отмечены в районе р. Сара и ее устьевой зоне (станции 1 и 2), а также в районе истока р. Векса. Довольно высокая биомасса бентоса отмечена в районе г. Ростова (ст. 8).

Две станции (2 и 12) располагались в зоне воздействия сообществ макрофитов (табл. 5). Отличий качественных и количественных характеристик бентоса от прочих станций какие были в предыдущих исследованиях [Баканов, 1991 (Bakanov, 1991)], нами не отмечено, вероятно, это связано с изменениями площадей зарослей макрофитов в последние годы и неблагоприятным кислородным режимом в зимний период.

В июле было отмечено увеличение биомассы бентоса в зарослях до значений, превышающих средние значения биомассы бентоса в озере в целом. Это связано с тем, что в июне из-за климатических особенностей еще не было такого развития зарослей, как в июле. Такой рост биомассы может свидетельствовать о бла-

гоприятных условиях на данных биотопах для питания рыб-бентофагов в позднелетний и, скорее всего, осенний периоды. По рыбохозяйственной шкале, разработанной сотрудниками ГосНИОРХа [Пидгайко и др., 1968 (Pidgaiko et al., 1968)], по биомассе макробентоса в июле (табл. 5), ст. 2 может быть отнесена к участкам с кормностью выше средней, а ст. 12 – к средnekормным.

Фильтраторы из донных сообществ играют значительную роль в экосистеме водоема. Одними из них в оз. Неро в предыдущие годы были крупные представители двусторчатых моллюсков сем. Unionidae [Баканов, 1991 (Bakanov, 1991)]. Их средняя биомасса по озеру достигала 230 г/м^2 , иногда в один дночерпатель попадало по два крупных моллюска. На данный момент нами был обнаружен только один взрослый экземпляр *Pseudanodonta complanata* массой 27 г. Используя формулу и коэффициенты [Алимов, 1981 (Alimov, 1981)], мы подсчитали что этот моллюск мог фильтровать со скоростью 628 мл/ч. В сутки это составило бы около 12 л. Представители семейств Unionidae и Dreissenidae в пределах изученных весов 0.03–150 г при одинаковом весе моллюсков достоверно не отличаются между собой по скорости фильтрации [Алимов, 1981 (Alimov, 1981)].

Таблица 5. Основные характеристики макробентоса в зоне зарослей**Table 5.** The main characteristics of macrobenthos in the zone of aquatic vegetation

№ станции Station №	Тип зарослей Type of aquatic plants	Показатель Parameter	1987 г.	2017 г.	
				Июнь June	Июль July
2	кубышка желтая <i>Nuphar lutea</i>	N , экз./м ² (ind./m ²)	4800	100	400
		B , г/м ² (g/m ²)	22.9	0.35	7.25
		S , в пробе (in sample)	7	1	3
		H_N , бит/экз. (bit/ind.)	2.24	0.00	1.03
		Сапробность Saprobity	-	2.0	3.4
		Класс сапробности Class of saprobity		β	α
12	рогоз и тростник <i>Typha</i> spp. and <i>Phragmites</i> spp.	N , экз./м ² (ind./m ²)	7700	100	200
		B , г/м ² (g/m ²)	21.7	1.05	4.90
		S , в пробе (in sample)	14	1	1
		H_N , бит/экз. (bit/ind.)	3.32	0.00	0.00
		Сапробность Saprobity	—	2.2	3.0
		Класс сапробности Class of saprobity	—	β	α

Примечание. “—” — нет данных.

Note. “—” — no data.

На примере двустворчатого моллюска *Dreissena polymorpha* показано, что вселение и массовое развитие данного фильтратора в Нарочанских озерах привело к перераспределению потоков вещества и энергии из толщи воды в придонный экотон [Остапеня, 2012 (Ostapenya, 2012)]. Осажденная дрейссеной взвесь заметно обеднена органическим веществом и биогенными элементами, по сравнению с взвесью, поступающей на дно в результате седиментации. В то же время осажденная дрейссеной взвесь более активно заселяется микрофлорой, что увеличивает ее трофическую ценность и интенсифицирует круговорот веществ и потоки энергии в придонном слое. Так же происходит увеличение прозрачности воды [Бурлакова, 1998 (Burlakova, 1998)]. Последний фактор именно в мелководных водоемах приводит к существенной перестройке экосистемы. Увеличение фотической зоны обуславливает усиленное развитие макрофитов, а также перифитонных и бентосных сообществ, автотрофная составляющая которых, совместно с фитопланктоном, может обеспечивать продукционный потенциал равный или даже превышающий предшествующий эвтрофикационный уровень водоема [Остапеня, 2012 (Ostapenya, 2012)]. Сокращение обилия крупных моллюсков-фильтраторов в водоеме при увеличении “цветения” воды может приводить к изменению накопления органического вещества в водоеме. На окисление органических веществ

расходуется значительное количество кислорода, что может приводить к его дефициту. Это в свою очередь приводит к исчезновению оксифильных видов, замене их видами менее требовательными к кислороду. Обычно это короткоцикловые виды *r*-стратегии с высокими скоростями оборота биомассы, для которых характерны значительные колебания численности и биомассы [Алимов, 2000 (Alimov, 2000)]. Так же усиление процесса сульфатредукции в анаэробных условиях (о чем свидетельствовал запах сероводорода от грунтов на ст. 14) приводит к выделению сероводорода, обладающего токсичным действием для большинства бентосных организмов и вызывающего их гибель.

Сходные данные по общему числу видов летнего бентоса озера были получены в 1990 г. (табл. 6). В сравнении с предыдущими исследованиями, произошли некоторые изменения в соотношении основных групп макробентоса озера. Если в 1990 г. по численности преобладали олигохеты, а по биомассе хирономиды, то летом 2017 г. основа макробентоса озера была сформирована хирономидами. Их доля составляла от 50 до 70% от общего обилия донных организмов. Так же произошли изменения в доминантном комплексе. Ранее, в 1990 г., абсолютным доминантом по численности был представитель олигохет *Pothamotheix hammoniensis*, а по биомассе преобладали хирономиды вида *Chironomus* f.l. *plumosus*. В настоящее время присутствует только один доминант *Chironomus* f.l. *plumosus*.

Таблица 6. Многолетняя динамика основных характеристик летнего макробентоса оз. Неро**Table 6.** Long-term dynamics of the main characteristics of summer macrobenthos of Lake Nero

Показатель Parameter	1927–1929 гг. ¹	1962 г. ²	1977–1978 гг. ³	1987–1988 гг. ⁴	1990 г. ⁵	2017 г.
Уровень, мБС ⁶ Level, mBS	93.75	93.9	93.9–94.05	94.0	94.05	94.29 ⁷
Количество видов Number of species	–	–	34	68	12	13
Доминантные виды Dominant species	<i>Chironomus</i> f.l. <i>plumosus</i> <i>Pothamothenix</i> <i>hammoniensis</i>	<i>Chironomus</i> f.l. <i>plumosus</i> <i>Cryptochironomus</i> sp. <i>Glyptotendipes</i> sp. <i>Limnodrilus hoff-</i> <i>meisteri</i> <i>Tubifex tubifex</i>	<i>Einfeldia</i> <i>carbonaria</i> <i>Chironomus</i> f.l. <i>plumosus</i> <i>Pothamothenix</i> <i>hammoniensis</i>	<i>Pothamothenix</i> <i>hammoniensis</i> <i>Limnodrilus</i> <i>hoffmeisteri</i> <i>Chironomus</i> f.l. <i>plumosus</i> <i>Procladius</i> <i>choreus</i>	<i>Pothamothenix</i> <i>hammoniensis</i> <i>Chironomus</i> f.l. <i>plumosus</i>	<i>Chironomus</i> f.l. <i>plumo-</i> <i>sus</i>
H_N , бит/экз. (bit/ind.)	–	–	–	–	2.69±0.60	0.40±0.21
N , экз./м ² (ind./m ²): общая (total)	–	–	–	–	440±90	99±37
Хирономиды Chironomids	–	–	350	–	100±30	68±17
Олигохеты Oligochaeta	–	–	–	–	305±55	18±11
B , г/м ² (g/m ²): общая (total)	5.5	0.75	4.20	4.00±1.00	2.96±0.84	2.02±0.62
Хирономиды Chironomids	–	–	2.50	3.20±0.90	2.57±0.79	1.95±0.59
Олигохеты Oligochaeta	–	–	–	0.80±0.20	0.35±0.01	0.05±0.03

Примечание. “–” – нет данных. Представлены данные: 1 – (Грезе, 1930); 2 – (Монаков, Экзерцев, 1970), 3 – (Поддубная, 1986), 4 – (Баканов, 1991), 5 – (Баканов, 2000). 6 – [Babanazarova et al., 2018]; 7 – средние данные за 2008–2015 гг.

Note. “–” – no data. Presented data of: 1 – [Грезе 1930 (Greze, 1930)]; 2 – [Монаков, Экзерцев, 1970 (Monakov, Ekzertsev, 1970)]; 3 – [Поддубная, 1986 (Poddubnaya, 1986)]; 4 – [Баканов, 1991 (Bakanov, 1991)]; 5 – [Баканов, 2000 (Bakanov, 2000)]; 6 – [Babanazarova et al., 2018]; 7 – average data for 2008–2015.

В целом, макробентос оз. Неро представлен личинками амфибиотических насекомых – хирономидами, мокрецами, поденками. Несмотря на устойчивость большинства видов олигохет, ранее доминировавших в озере, к крайне низкому содержанию кислорода в окружающей среде, произошло сокращение видового богатства, частоты встречаемости и обилия данной таксономической группы (табл. 6). Вероятно, по сравнению с 1987–1990 гг. произошло увеличение продолжительности воздействия неблагоприятных условий, связанных с ухудшением кислородного режима в зимний период совместно с воздействием какими-либо токсических веществ. Заселение же личинками амфибиотических насекомых может происходить ежегодно из близлежащих водоемов, рек.

Разнообразие сообществ бентоса может служить мерой сложности их структуры. Снижение индекса видового разнообразия (табл. 6) свидетельствует, что структура донных сообществ становится менее однородной и возрастает доминирование ее отдельных элементов. Однородность структуры связана со степенью ее сложности, при снижении однородности структура упрощается [Алимов, 2000 (Alimov, 2000)]. Так же об этом свидетельствует сокращение доминантного комплекса видов до одного представителя хирономид *Chironomus* f.l. *plumosus* (табл. 6).

На данный момент озеро соответствует малокормному водоему [Пидгайко и др., 1968 (Pidgaiko et al., 1968)] с средней биомассой 2.02 г/м², что в два и полтора раза меньше, чем в 1987 г. и 1990 г. соответственно (табл. 7).

По данным [Баканов, 2000 (Bakanov, 2000)], ранее межгодовые колебания биомассы бентоса находились в пределах $4\text{--}10\text{ г/м}^2$ и были вызваны колебаниями погодных условий. Низкие значения биомассы бентоса в 1962 г. (табл. 6, 7) возможно связаны по мнению авторов исследования (Монаков, Экзерцев, 1970), с вылетом мотыля (*Chironomus f.l. plumosus*), а также районом исследования и небольшим количеством станций (5), часть которых была расположена в центральной части водоема. В последующих работах на данных станциях биомасса также была минимальной [Баканов, 1991 (Bakanov, 1991)].

Сравнивая отдельные периоды гидрологического режима озера видно, что средний многолетний годовой уровень воды постепенно повышался и в последние годы почти на 30 см превышал проектный НПУ (94 м БС) [Babanazarova et al., 2018]. Амплитуда колебания уровня озера за последние 20 лет составила 1.5 м. С течением времени уменьшалась и амплитуда сезонных колебаний уровня: от 94–97 см в 1936–1986 гг. и до 63 см в 1999–2017 гг. В 2012 г. – близком к многоводному, среднегодовой уровень не значительно превышал аналогичный многолетний. В маловодный 2014 г. среднегодовой уровень был на 10 см выше НПУ. В целом за последние 20 лет средние многолетние значение уровня составило 94.28 м. Линия тренда указывает на отсутствие тенденции к постепенному повышению или понижению уровня воды в озере.

Вероятно, повышение уровня воды в озере относительно предыдущих исследований (0.3 м) могло оказать сильное влияние на донное сообщество, привести к упрощению структуры, изменению доминирующего комплекса видов, а также способствовать сокращению количественных показателей макробентоса (табл. 6). Скорее всего, изменение основных характеристик бентоса в зарослях (табл. 5), так же могут быть связаны с повышением уровня воды в озере.

Можно предположить, что дальнейшее повышение уровня может привести к еще большим изменениям в донных сообществах, в сторону сокращения как качественных, так и количественных характеристик бентоса. Это негативно скажется на потенциальной кормовой базе рыб-бентофагов, в том числе и в зоне зарослей.

По шкале трофности [Китаев, 2007 (Kitaev, 2007)] на данный момент оз. Неро по биомассе макробентоса является олиготрофным. Ранее, по этой шкале, озеро соответствовало мезотрофному водоему [Баканов, 1991 (Bakanov, 1991)]. По данной шкале, биомасса

$10.1\text{--}20\text{ г/м}^2$ характерна для β -эвтрофных водоемов, $20.1\text{--}40\text{ г/м}^2$ – α -эвтрофных и $>40\text{ г/м}^2$ – политрофных. Такое несоответствие уровня развития макробентоса статусу водоема по мнению [Баканов, 1991 (Bakanov, 1991)] вызвано неблагоприятным кислородным режимом в зимний период, выделением метана из грунтов летом, а также высокой влажностью сапропеля (он жидкий в верхних слоях и не может служить подходящим субстратом для крупных организмов макробентоса). Так же из-за небольшой глубины даже при среднем ветре ил взмучивается и приводит к забиванию фильтрационного аппарата организмов-фильтраторов (большинство личинок хирономид, двусторчатые моллюски).

Из-за причин, приведенных выше, в оз. Неро низкий уровень развития бентоса. Поэтому, несмотря на большое количество видов индикаторов β -мезосапробной зоны, их количественное развитие невелико, в бентосе озера доминируют представители поли- и α -мезосапробной зон (табл. 3), а индекс сапробности соответствует α -мезосапробному (табл. 1, 4) [Шитиков и др., 2003 (Shitikov et al., 2003)]. Сходные данные были получены в 1987 г. [Баканов, 1991 (Bakanov, 1991)] (табл. 6). Зообентос считается компонентом чувствительным к изменениям экосистемы водоема. Следует, однако, иметь в виду, что развитие бентоса находится в сильной зависимости от кислородного режима водоема, поэтому донные организмы в некоторой степени опосредованно реагируют на изменение трофического статуса. Именно сообщества донных животных, в отличие от планктонных организмов, в силу присущей им инертности служат индикаторами изменений, происходящих в экосистеме водоема. В этом индексе находит отражение, как уменьшение разнообразия фауны, так и упрощение трофических связей по мере эвтрофирования, поэтому данные, полученные по известному методу Вудивисса, часто довольно объективно отражают реальную ситуацию в водоемах. В нашей работе по индексу Вудивисса (табл. 4) в озере вода соответствует V классу качества воды, а по индексу сапробности – IV классу.

Таксономический список организмов, обитающих в зарослях макрофитов, обнаруженных в 1987–1988 гг., составлял 185 видов. Замечены изменения в составе доминирующих групп. Наиболее интересны для исследователя изменения в составе и обилии гомотопных организмов, т.к. именно их можно признать аборигенной фауной водоема. Гетеротопные (в основном амфибиотические насекомые) способны попасть в водоем из других водных сис-

тем, увеличивая биоразнообразие сообществ. В донных сообществах виды организмов более толерантны к загрязнению и дефициту кислорода, но во время зимних заморозов погибают и они. Сохраняются только те, которые имеют в развитии цикла покоящиеся стадии. Например, мшанки, которые в воздушно-водных растениях (тростник, рогоз) доминируют по биомассе.

Особо стоит отметить, что в устьевых участках притоков рек Ишня и Сара располо-

жены самые богатые по видовому составу сообщества, включающие не только фитофилов, но и облигатно-бентосные виды. Такое же распределение сообществ мы наблюдали и в прошлые годы исследований. Это явление называется “эффект всплывшего дна”.

Для сравнения приводим данные 1987–1988 гг., когда исследовались бентофауна и фауна зарослей в одни сроки на одних и тех же станциях (табл. 7).

Таблица 7. Соотношение видов-индикаторов качества воды в сообществах зарослей макрофитов и бентоса среди зарослей оз. Неро

Table 7. The ratio of species-indicators of water quality in the communities of macrophyte and benthos thickets among the aquatic plants of Lake Nero

Год Year	Количество видов Number of species	Количество видов-индикаторов Number of indicator species	Число видов-индикаторов в различных классах сапробности, % Number of indicator species in various classes of saprobity, %						
			о	о-β	β	β-α	α	α-р	р
1987–1988	Фауна зарослей Fauna of aquatic plant	185	9	16	52	13	3	3	2
	Бентос Benthos	68	6	14	46	23	2	6	4
2017	Фауна зарослей Fauna of aquatic plant	203	8	14	54	19	2	2	1
	Бентос Benthos	23	–	–	14	–	3	–	3

Примечание. о – олигосапроб, β – β мезосапроб, α – α мезосапроб, р – полисапроб.

Note. о – oligosaprob, β – β mesosaprob, α – α mesosaprob, р – polysaprob.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Современное сообщество донных организмов оз. Неро и устьевого участка впадающей в него р. Сара было представлено небольшим числом видов (23) с доминированием хирономид *Chironomus* f.l. *plumosus*. Основное видовое богатство беспозвоночных сосредоточено в зоне зарослей, где выявлено >200 видов.

По биомассе преобладали (~90%) фитодетритофаги-фильтраторы+собиратели, представленные личинками комаров-звонцов и некоторыми личинками амфибиотических насекомых. В целом, сообщество можно характеризовать как “хирономидное”.

Общая биомасса сообщества была низкой и составляла 1.7–2 г/м² в озере и 3–8 г/м² в р. Сара. Это обусловлено в первую очередь неблагоприятным кислородным режимом водоема (зимние заморы и присутствие сероводорода в верхнем слое илов летом), а также жидкими илами, малопригодными для роющих форм бентоса. На трех станциях в июне и пяти в июле донные организмы отсутствовали (15–25% обследованных биотопов). Наибольшее

количество бентоса (в среднем 3.4, максимум до 8 г/м²) обнаружено в зарослях тростника, рогоза в северо-восточной части озера и кубышки в устье р. Сара. На отдельных станциях (ст. 8), вблизи г. Ростова, биомасса бентоса была так же была высокой (6–7 г/м²). По сравнению с началом 1990-х гг. изменилось соотношение основных групп макрозообентоса в сторону преобладания хирономид как по численности, так и по биомассе, тогда как ранее по численности доминировали олигохеты-тубифициды *Pothamothrix hammoniensis*. Сильно уменьшилась (почти в 7 раз) биомасса зообентоса в наиболее заселенном биотопе – в зарослях макрофитов, ранее она достигала 22–23 г/м². В целом, озеро по биомассе макробентоса (2 г/м²) соответствует малокормному водоему, тогда как ранее средняя биомасса по озеру была в 1.5–2 раза выше (3–4 г/м²) и водоем характеризовался как средnekормный. В настоящее время, исходя из биомассы макробентоса, оз. Неро является олиготрофным и α-мезосапробным водоемом, ранее его

характеризовали как мезотрофное. Несмотря на большое количество видов-индикаторов β -мезосапробной зоны, их количественное развитие невелико, доминируют представители поли- и α -мезосапробной зон, а индекс сапробности в целом соответствует α -мезосапробному. Несоответствие статуса озера по бентосу, таковому по планктону [Babanazaro

rova et al., 2018] характерно для гипертрофных экосистем с экстремальными гидрофизическими условиями вблизи дна и верхнем слое грунтов. Исходя из показателей индекса Вудивисса и индекса сапробности Пантле-Букка, в оз. Неро вода соответствует IV–V классу качества, то есть грязная–загрязненная.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы выражают искреннюю благодарность сотрудникам ИБВВ РАН: Малину М.И., Цветкову А.И., Сабитовой Р.З. за помощь в сборе материала. Отбор, обработка и анализ проб макробентоса выполнен в рамках государственного контракта “Комплекс мероприятий по анализу состояния озера Неро и необходимости проведения работ по его комплексной экологической реабилитации” и государственного задания ФАНО России (№ г/р ААААА181180126901067).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Алимов А.Ф. Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков. Л.: Наука. 1981. 248 с.
- Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2000. 147 с.
- Баканов А.И. Бентос оз. Неро // Современное состояние экосистемы оз. Неро. Рыбинск: Ин-т биологии внутр. вод РАН, 1991. С. 108–129.
- Баканов А.И. Бентос открытой части оз. Неро // Биология внутр. вод. 2000. № 3. С. 79–89.
- Бурлакова Л.Е. Экология *Dreissena polymorpha* Pallas и ее роль в структуре и функционировании водных экосистем. Автореф. ... канд. биол. наук. Минск, 1998. 22 с.
- Грезе Б.С. Исследования оз. Неро в гидробиологическом и рыбохозяйственном отношении. Ч. 2. Бентос // Ростовский краевед. 1930. Вып. 2. С. 3–27.
- Жгарева Н.Н. Фауна зарослей оз. Неро // Труды Института биологии внутренних вод Академии наук СССР. 1991. №. 65. С. 130–145.
- Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: КНЦ РАН, 2007. 395 с.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., Наука, 1975. 240 с.
- Монаков А.В., Экзерцев В.А. Сообщества прибрежных и водных растений оз. Неро и их фауна // Озера Ярославской области и перспективы их хозяйственного использования. Ярославль: Ярослав. гос. пед. ин-т, 1970. С. 304–318.
- Остапеня А.П., Жукова Т.В., Михеева Т.М., и др. Бентификация озерной экосистемы: причины, механизмы, возможные последствия, перспективы исследований // Труды БГУ 2012. Т. 7, ч. 1. С. 135–148.
- Папченков В.Г., Борисова М.А., Сатина С.Ю., Ремизов И.Е., Папёнова Н.П. Макрофиты // Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века / Отв. ред. В.И. Лазарева. М.: Наука, 2008. С. 97–116.
- Пидгайко М.Л., Александров Б.М., Иоффе Ц.И., Максимова Л.П., Петров В.В., Саватеева Е.Б., Салазкин А.А. Краткая биолого-продукционная характеристика водоемов Северо-Запада СССР // Изв. ГосНИОРХ. 1968. Т. 67. С. 205–228.
- Поддубная Т.Л. Фауна дна и зарослей озера Неро // Биология и экология водных организмов: Труды ИБВВ АН СССР. Л.: Наука, 1986. Выпуск 53 (56). С. 138–154.
- Половкова С.Н., Надилов С.Н., Мудрова С.В., Дроздова Е.М., Лебедева Т.В. Питание рыб // Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века. М.: Наука, 2008. С. 181–196.
- Пряничникова Е.Г. Таксономический состав макробентоса озера Плещеево // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2019. Вып. 86(89). С. 57–71.
- Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
- Babanazarova O.V., Sidelev S.I., Zhdanova S.M., Litvinov A.S., Ovseenko, A. S., Korovkina, K.P. Water Level in a Shallow Highly Eutrophic Lake: Development Factor by Macrophyte or Phytoplankton Type: Case Study of Lake Nero, Yaroslavl Oblast. *Water Resources*, 2018, vol. 45, no. 6, pp. 897–907.

REFERENCES

- Alimov A.F. *Funkcional'naya ekologiya presnovodnykh dvustvorchatykh mollyuskov* [Functional Ecology of Freshwater Bivalves]. Leningrad: Nauka. 1981, 248 p. (In Russian)
- Alimov A.F. *Elementy teorii funkcionirovaniya vodnykh ekosistem* [Elements of the Theory of Aquatic Ecosystem Functioning]. St. Petersburg: Nauka, 2000, 147 p. (In Russian)
- Babanazarova O.V., Sidelev S.I., Zhdanova S.M., Litvinov A.S., Ovseenko, A. S., Korovkina, K.P. Water Level in a Shallow Highly Eutrophic Lake: Development Factor by Macrophyte or Phytoplankton Type: Case Study of Lake Nero, Yaroslavl Oblast. *Water Resources*, 2018, vol. 45, no. 6, pp. 897–907.
- Bakanov A.I. Benthos of Lake Nero. *Sovremennoye sostoyaniye ekosistemy oz. Nero* [The current state of the ecosystem of the Lake Nero]. Rybinsk, In-t biologii vnutr. vod RAN, 1991, pp. 108–129. (In Russian)
- Bakanov A.I. Benthos open part of the lake Nero. *Biol. vnutr. vod*, 2000, no. 3, pp. 79–89. (In Russian)

- Burlakova L.E. Ecology of *Dreissena polymorpha* Pallas and its role in the structure and functioning of aquatic ecosystems. *Extended Abstract of Cand. Biol. Sci. Diss.* Minsk, 1998. 22 p. (In Russian)
- Greze B.S. Research Lake Nero in hydrobiological and fishery terms. Part 2. Benthos. *Rostovskiy krayeved*, 1930, vol. 2, pp. 3–27. (In Russian)
- Kitaev S.P. Basics of limnology for hydrobiologists and ichthyologists. Petrozavodsk, KNTS RAN, 2007. 395 p. (In Russian)
- Metodika izucheniya biogeocenoza vnutrennih vodoemov* [The method of biogeocenose studying of inland waterbodies]. Moscow, Nauka, 1975, 254 p. (In Russian)
- Monakov A.V., Ekzertsev V.A. Communities of coastal and aquatic plants of Lake Nero and their fauna. *Ozera Yaroslavskoy oblasti i perspektivy ikh khozyaystvennogo ispol'zovaniya*. [Lakes of the Yaroslavl region and prospects for their economic use]. Yaroslavl, Yaroslavl. gos. ped. in-t, 1970, pp. 304–318. (In Russian)
- Ostapenya A.P., Zhukova T.V., Mikheeva T.M., et al. Benthification of the lake ecosystem: causes, mechanisms, possible consequences, research prospects. *Trudy BGU*, 2012, vol. 7, ch. 1, pp. 135–148. (In Russian)
- Papchenkov V.G., Borisova M.A., Satina S.Yu., Remizov I.E., Papenova N.P. Macrophytes. *Sostoyaniye ekosistemy ozera Nero v nachale XXI veka* [The state of the ecosystem of Lake Nero at the beginning of the 21st century]. Moscow, Nauka, pp. 97–116. (In Russian)
- Pidgaiko M.L., Aleksandrov B.M., Ioffe T.I., et al. Brief biological production characteristic of reservoirs of the northeastern part of Soviet Union. *Izv. GosNIORKH*, 1968, vol. 67, pp. 205–228. (In Russian)
- Poddubnaya T.L. Fauna of the bottom and aquatic plants of Lake Nero. *Biologiya i ekologiya vodnykh organizmov: Trudy IBV AN SSSR*. Leningrad, Nauka, 1986, no. 53 (56), pp. 138–154. (In Russian)
- Polovkova S.N., Nadirov S.N., Mudrova S.V., Drozdova E.M., Lebedeva T.V. Nutrition of Fish. *Sostoyaniye ekosistemy ozera Nero v nachale XXI veka* [The state of the ecosystem of Lake Nero at the beginning of the 21st century]. Moscow, Nauka, 2008, pp. 181–196. (In Russian)
- Pryanichnikova E.G. Taxonomic composition of macrobenthos of Lake Pleshchevo. *Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS*, 2019 issue 86(89), pp. 57–71. (In Russian)
- Shitikov V.K., Rosenberg G.S., Zinchenko T.D. *Kolichestvennaya gidroekologiya: metody sistemnoy identifikatsii* [Quantitative Hydroecology: methods of system identification]. Tolyatti, IEVB RAN, 2003, 446 p. (In Russian)
- Zhgareva N.N. Fauna of aquatic plants of the lake Nero. *Tr. In-ta biolog. vnutr. vod AN SSSR*, 1991, no. 65, pp. 130–145. (In Russian)

MACROFAUNA OF INVERTEBRATE OF LAKE NERO

E. G. Pryanichnikova, N. N. Zhgareva

*Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences,
Borok, Nekouzskii raion, Yaroslavl oblast, 152742 Russia
e-mail: pryanichnikova_e@ibiw.ru*

The taxonomic composition of macrobenthos of Lake Nero and the mouth area of the river Sarah are shown. The main part of the benthos in the summer in the lake is formed by larvae of amphibiotic insects – chironomids, biting midges and mayflies. The macrobenthos of the lake and the mouth of the Sara River can be characterized as chironomid species complex. Relative to the results of previous studies, changes occurred in the dominant complex, a decrease in the total biomass of macroinvertebrates was noted. Together with a decrease in the species diversity, the only one dominant species (*Chironomus f.l. plumosus*) indicates a decrease in the homogeneity of the structure of benthic communities and its simplification. A decrease in the species richness, occurrence and density of oligochaetes was observed in comparison with the data of other studies. In contrast benthic communities, aquatic plants biotopes can be characterized as more favorable for both benthic and fitophilic invertebrates. The large number of invertebrate species makes it possible to evaluate the thicket as a biotope with very favorable environmental conditions. Rheophilic, limnophilic and obligate benthic species occurring here can coexist, rising from the bottom into thickets with a favorable oxygen regime, which allows them to survive in conditions of oxygen deficiency.

Keywords: bottom communities, fauna, species richness, frequency of occurrence, lake

**ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ МЕЛКОВОДНОГО
ВЫСОКОЭВТРОФНОГО ОЗЕРА НЕРО (ЯРОСЛАВСКАЯ ОБЛАСТЬ).
СООБЩЕНИЕ 1. ВОДА**

И. И. Томила, Р. А. Ложкина, И. В. Чалова, Н. С. Шевченко

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук,
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: i_tomilina@mail.ru*

Поступила в редакцию 17.07.2020

Впервые проведено исследование токсичности воды высокоэвтрофного оз. Неро с использованием методов биотестирования. За весь период наблюдений по токсикологическим показателям воды к наиболее благополучным относится только ст. 3, расположенная севернее о. Рождественский, на которой не зарегистрирована токсичность ни для одного тест-организма. К наиболее неблагополучным – станции 11, 13 и 16, на которых зарегистрирована токсичность для всех тест-организмов в обе даты наблюдения. На загрязненных участках озера (станции 5–8), приуроченных к его северной части, подтвержденной воздействию бытовых и промышленных стоков г. Ростова, наблюдали хроническое токсическое действие воды в 80% случаев. Установлены корреляционные зависимости изменения некоторых тест-функций использованных тест-объектов от содержания в воде отдельных полиароматических углеводородов или их суммы. Мышьяк и нефтепродукты оказывали влияние на рост корней кресс-салата, нефтепродукты – на гибель цериодафний за 7 сут и число пометов за этот же срок. Для объективной оценки качества среды необходимо использовать несколько тест-объектов, относящихся к различным систематическим группам и трофическим уровням.

Ключевые слова: вода, токсичность, биотестирование, озеро Неро.

DOI: 10.47021/0320-3557-2020-87-100

ВВЕДЕНИЕ

Несмотря на наметившуюся в последние годы положительную тенденцию уменьшения антропогенной нагрузки на отдельные водные объекты, заметного улучшения качества поверхностных вод не происходит. Максимальному загрязнению подвергаются водоемы в районах с развитым промышленным или сельскохозяйственным производством, а также с выраженной рекреационной нагрузкой. Это происходит, в частности, из-за того, что большинство загрязняющих веществ, поступающих в воздух и почву, в конечном итоге оказываются в водоемах. Особенно важно изучение токсикологической ситуации в водоемах, являющихся источниками питьевого водоснабжения и рекреационными зонами для больших групп населения. К таким водоемам относится оз. Неро [Состояние экосистемы..., 2008 (Sostoyanie ekosistemy..., 2008)].

Озеро Неро – самое крупное озеро Ярославской области, памятник природы, находится в неудовлетворительном экологическом и санитарно-гигиеническом состоянии, но, несмотря на это, широко используется населением в рекреационных целях. Северная часть оз. Неро подвержена сильному антропогенному воздействию бытовых и промышленных стоков г. Ростова и поселков, расположенных по берегам озера, маломерного флота, поверхностного стока с сельскохозяйственных угодий, ферм и

крупных автомагистралей [Состояние экосистемы..., 2008 (Sostoyanie ekosistemy..., 2008)].

Токсическое действие вредных веществ на биоту водоемов является одним из главных негативных последствий антропогенного загрязнения природных вод. Качество воды, определяемое с помощью методик биотестирования, принято оценивать, как оказывающее токсическое и/или нетоксическое действие. В мировой практике методом биотестирования (из числа биологических методов) все больше отводится роль скрининга загрязнения, результатом которого является сигнальная информация о местах и степени токсичности воды [Бакаева и др., 2009 (Bakaeva et al., 2009)]. Задачей биотестирования является не идентификация загрязняющих веществ и их концентраций, а экологическая интерпретация воздействия всего комплекса содержащихся в воде веществ на живые организмы.

Токсикологические исследования воды оз. Неро ранее не проводились. Исследовалась только митозмодифицирующая и мутагенная активность воды [Ковалева и др., 2013 (Kovalева et al., 2013); Шагина и др., 2017 (Shagina et al., 2017)].

Цель работы – оценить токсичность воды оз. Неро методами биотестирования с использованием организмов различной систематической принадлежности.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Пробы воды отбирали из поверхностного слоя батометром Рутнера в июне и августе 2017 г. на 20 станциях по сетке, охватывающей всю акваторию озера (рис. 1). Токсичность оценивали в соответствии со стандартными методиками биотестирования с использованием трех тест-объектов: одноклеточной зеленой водоросли *Chlorella vulgaris* Beijer, 1890; ветвистого рачка *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894 [Определитель зоопланктона..., 2010 (Opredelitel' zooplanktona..., 2010)] и семян

кресс-салата *Lepidium sativum* L., 1753 сорта “Весенний” фирмы Гавриш [Методика определения токсичности..., 2007 (Metodika opredeleniya toksichnosti..., 2007); ГОСТ ..., 2012 (GOST, 2012); Методы оценки..., 2014 (Metody ocenki..., 2014); Mount, Norberg, 1984; Методика определения токсичности..., 2007 (Metodika opredeleniya toksichnosti ..., 2007); Фомин, Фомин, 2001 (Fomin, Fomin, 2001; Методика определения токсичности..., 2013 (Metodika opredeleniya toksichnosti..., 2013)] (табл. 1).

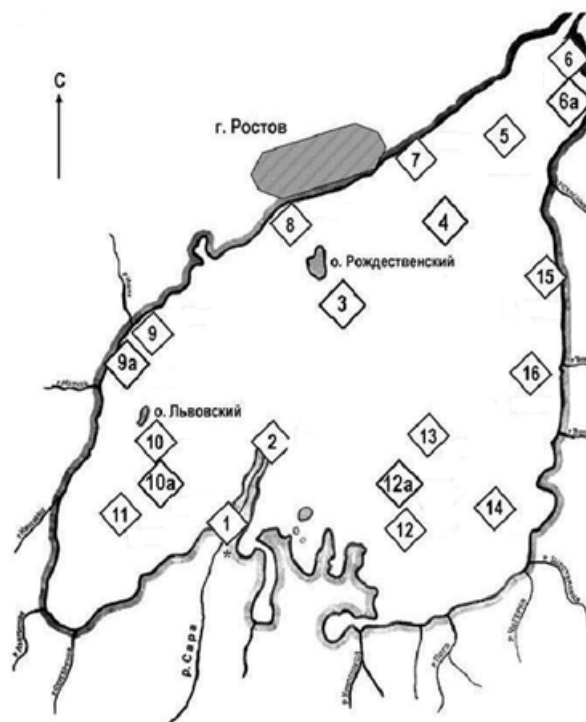


Рис. 1. Карта-схема расположения станций отбора проб воды оз. Неро.

1 – р. Сара ниже пос. Поречье-Рыбное; 2 – устье р. Сара; 3 – о. Рождественский; 4 – разрез “Кремль” – с. Угодичи; 5 – против места добычи сапропеля; 6 – исток р. Векса; 6а – урез воды вблизи истока р. Векса; 7 – литораль против предприятия “Рольма”; 8 – литораль против предприятия “Русь-квас”; 9 – против устья р. Ишня; 9а – вблизи устья р. Ишня, в 10–15 м от берега; 10 – о. Львовский; 10а – Левский залив; 11 – южная часть Левского залива; 12 – заросшая литораль Воржинского залива; 12а – Воржинский залив, заросли камыша; 12б – Воржинский залив, заросли тростника; 13 – напротив с. Воржа; 14 – заросшая литораль в глубине Воржинского залива; 15 – литоральная зона против с. Угодичи; 16 – литораль против с. Борисовское.

Fig. 1. Map of the location of water sampling stations of Lake Nero.

1 – river Sara below the village Porechye-Rybnoye; 2 – mouth of the river Sara; 3 – island Rozhdestvenskiy; 4 – section “Kremlin” – village Ugodichi; 5 – opposite the sapropel extraction site; 6 – the source of the river Veksa; 6a – water edge near the source of the river Veksa; 7 – littoral against the Rolma enterprise; 8 – littoral against the Rus-Kvass enterprise; 9 – opposite the mouth of the river Ishnya; 9a – near the mouth of the river Ishnya, 10–15 m from the coast; 10 – island Lvovskiy; 10a – Levsky Bay; 11 – southern part of the Levsky Bay; 12 – overgrown littoral of Vorzhinsky Bay; 12a – Vorzhinsky Bay, thickets of reeds; 12b – Vorzhinsky Bay, reed thickets; 13 – opposite river Vorzh; 14 – overgrown littoral in the depths of Vorzhinsky Bay; 15 – littoral zone opposite the village Ugodichi; 16 – littoral against village Borisovskoe.

Методика определения токсичности проб воды с использованием хлореллы основана на регистрации изменения темпа роста (снижение или увеличение численности) клеток водорослей под воздействием токсических

веществ, присутствующих в тестируемой воде, водной вытяжке из почв, осадков сточных вод, отходов (опыт) по сравнению с культурой в пробах, не содержащих токсических веществ (контроль).

Таблица 1. Критерии оценки токсичности проб воды для тест-объектов, используемых в исследовании**Table 1.** Criteria for the assessing of water samples toxicity for test objects used in the study

Тест-объекты Test-objects				
Одноклеточная водоросль <i>Chlorella vulgaris</i> Single-celled green alga <i>Chlorella vulgaris</i>				
Стимуляция Stimulation		Угнетение Inhibition		
Оценка токсичности	Прирост численности клеток водорослей в анализируемой пробе относительно контроля, %	Оценка токсичности		Снижение численности клеток водорослей в анализируемой пробе относительно контроля, %
Общая (Методика... ФР.1.39.2007.03223; «ГОСТ Р 54496–2011))		Общая (Методика... ФР.1.39.2007.03223..., ГОСТ Р 54496–2011)	Детальная (Р52.24.809–2014)	
Нетоксичная	до 30	Отсутствует	Нетоксичная	до 10 включительно
Токсичная	токсичная, если в хронических опытах на дафниях или це-риодафниях отмечено увеличение плодовитости рачков более чем на 30% или гибель рачков на 20% и более по сравнению с контролем	не оказывает острого токсического действия	слаботоксичная	от 10 до 25 включительно
			малотоксичная	от 25 до 35 включительно
			среднетоксичная	от 35 до 50 включительно
		оказывает острое токсическое действие (острая токсичность)	высокотоксичная	от 50 до 100 включительно
Ветвистоусые ракообразные <i>Ceriodaphnia dubia</i> Cladoceran <i>Ceriodaphnia dubia</i>				
Острое токсическое действие		Хроническое токсическое действие		
		Смертность	Плодовитость	
Гибель 50% и более цеериодафний за 48 ч в исследуемой воде при условии, что в контроле гибель не превышает 10%		Гибель 20% и более тест-организмов за 7 дней	достоверное снижение репродуктивных показателей животных за 7 дней	
Семена кресс-салата <i>Lepidum sativum</i> Seeds of watercress <i>Lepidum sativum</i>				
загрязнение отсутствует	слабое загрязнение	среднее загрязнение	сильное загрязнение	
всхожесть семян достигает 90–100%, всходы дружные, проростки крепкие, ровные. Эти признаки характерны и для контроля, с которым следует сравнивать опытные образцы	всхожесть 60–90%, проростки почти нормальной длины, крепкие, ровные	всхожесть 20–60%, проростки по сравнению с контролем короче и тоньше, некоторые из них имеют уродства	сильное загрязнение: всхожесть семян очень слабая (менее 20%), проростки мелкие и уродливые	

Показателями токсического действия воды на цеериодафний служили смертность и изменения в плодовитости рачков при воздействии загрязняющих веществ, присутствующих в тестируемых пробах, по сравнению с контрольными за 7 сут.

Фитотестирование степени загрязнения природной воды с использованием семян кресс-салата *Lepidum sativum* основано на изучении показателей прорастания (энергия прорастания за 24 ч, всхожесть за 5 сут экспозиции) и интенсивности начального роста семян (длина корня и побега, мм) за 5 сут

по сравнению с контролем. Методику дополнили разработками В.П. Лебедева [Лебедев, 2006 (Lebedev, 2006)].

Биотестирование проводили в лабораторных условиях в соответствии с требованиями соответствующих методик.

Результаты обрабатывали статистически и представляли в виде средних значений и их ошибок ($\bar{x} \pm m\bar{x}$). Достоверность различий оценивали методом дисперсионного анализа (ANOVA, LSD-тест) при уровне значимости $p \leq 0.05$ [Sokal, Rohlf, 1995].

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

При определении степени токсичности воды оз. Неро, отобранной в июне 2017 г., с использованием цериодафний, установлено, что вода ни на одной из станций не оказывала острого токсического действия на рачков, то есть не наблюдали 50% и выше смертности рачков (табл. 2). Вода, отобранная на станциях 5, 6 и 10а оказывала хроническое токсическое действие по показателю “выживаемость”, то есть зафиксирована гибель рачков, превышающая допустимый методикой 20% уровень за 7 сут экспозиции. По показателю “плодовитость” хроническое токсическое действие зарегистрировано на станциях 5, 6, 7–11, 12а, 13, 15 и 16. Вода, отобранная на станциях 7, 8, 9, 10 и 11, оказывала стимулирующее действие, увеличивала среднее количество молоди на 1 самку на 38–121%, на станциях 6, 9а, 10а, 12а, 13, 15 и 16 – подавляла размножение рачков на 50–70% (табл. 2).

Таким образом, к нетоксичным пробам относится вода, отобранная на станциях 1, 2, 3, 4, 6а, 12 и 14, остальные – к оказывающее хроническое токсическое действие на ветвистых ракообразных.

При биотестировании воды с использованием одноклеточных водорослей *Chlorella vulgaris* установлено, что снижение роста численности её клеток отмечено только на ст. 12 и составило 5% по сравнению с контролем, что не является токсическим эффектом (табл. 3).

К воде, не оказывающей токсического действия на одноклеточные водоросли, можно отнести пробы, отобранные на станциях 2 и 3 – прирост клеток хлореллы не превышал 11% по сравнению с контролем. Несмотря на то, что вода со станций 1, 4 и 14а вызывала стимуляцию роста клеток хлореллы от 30 до 35%, ее можно отнести к не оказывающей токсического действия на одноклеточные водоросли, т.к. при биотестировании этих проб на цериодафниях не отмечено ни гибели рачков, ни достоверных изменений в их плодовитости. Стимулирующий эффект, зарегистрированный при тестировании воды со станций 6а и 8 (+34 и +75% соответственно), согласно критериям методики [Методика определения токсичности..., 2007 (Metodika opredeleniya toksichnosti..., 2007)] может быть оценен как токсический, так как в хронических опытах на цериодафниях в воде, отобранной на ст. 6а, зафиксирована гибель 20% рачков и увеличение их плодовитости на 38%.

Результаты, полученные при тестировании остальных проб воды сложно оценить

однозначно в соответствии с критериями методики.

Воду со станций 9а, 12а и 15, вызывающую стимуляцию роста хлореллы от 30 до 43% по сравнению с контролем, нужно рассматривать как не оказывающую токсического действия, так как в хронических опытах на цериодафниях в этих пробах воды не выявлены ни гибель рачков, превышающая допустимый для контроля 10% порог, ни стимуляция их плодовитости. Однако в опытах на рачках, экспонированных в воде с этих станций, отмечено достоверное снижение их плодовитости на 57, 42 и 44% по сравнению с контролем, что позволяет отнести эти пробы к токсичным.

В пробах воды со станций 5, 6, 13 зафиксирован самый незначительный стимулирующий эффект роста клеток хлореллы по сравнению с контролем (+5–+6%), который в соответствии с критериями методики позволяет говорить об отсутствии токсического действия. Однако в этих пробах при биотестировании на цериодафниях отмечена самая большая гибель рачков (20–40%) и снижение их плодовитости на 33–69% по сравнению с контролем, что позволяет отнести эти пробы к токсичным. В воде со станций 7, 9, 10, 10а, 11, 16 стимуляция роста клеток хлореллы была выше и составила 16–26%, что так же позволяет оценить эту воду как не токсичную для одноклеточных водорослей. Однако в воде, отобранной на станциях 7 и 9, зафиксирована самая большая стимуляция плодовитости цериодафний (95 и 121% по сравнению с контролем соответственно). Вода со станций 10 и 11 так же вызывала стимуляцию роста клеток водорослей и увеличение плодовитости рачков на 36 и 38%, что можно рассматривать как токсический эффект. В воде со станций 10а и 16 прирост численности клеток хлореллы еще более выраженный – 22 и 26%, при этом в этих пробах отмечено достоверное по сравнению с контролем снижение плодовитости цериодафний на 82 и 50% по сравнению с контролем.

На основании результатов определения степени токсичности воды оз. Неро с помощью одноклеточных водорослей исследованные пробы можно оценить следующим образом: не токсичные пробы – вода со станций 1, 2, 3, 4, 12.14, высокотоксичные пробы – вода со станций 6а и 8. Все остальные пробы относятся к оказывающим токсический эффект с разной степенью его выраженности – 5, 6, 7, 9, 9а, 10, 10а, 11, 13, 15, 16.

Таблица 2. Действие природной воды оз. Неро на *Ceriodaphnia dubia* (июнь 2017 г.)**Table 2.** Effect of natural water of Lake Nero for *Ceriodaphnia dubia* (june 2017)

Станция Station	Гибель, %, 48 час Mortality, %, 48 h	Гибель, %, 7 сут Mortality, %, 8 days	Среднее число пометов Average broods	Среднее кол-во молоди на 1 самку, экз % контроля Average of juveniles per female % control	Токсичность пробы Samples toxicity
1	0	10	2.0	12.4 ± 1.87 74	НТ
2	0	0	2.8	16.8 ± 2.23 0	НТ
3	0	10	2.5	14.6 ± 2.24 87	НТ
4	0	0	2.5	14.8 ± 2.72 88	НТ
5	0	30	2.0	11.3 ± 1.64 67	ХТД
6	10	40	1.67*	$5.1 \pm 1.37^*$ 31	ХТД
6a	0	20	1.7	15.1 ± 2.08 90	НТ
7	0	0	3.0**	$32.8 \pm 2.94^{**}$ 195	ХТД
8	0	0	2.9**	$23.2 \pm 3.17^{**}$ 138	ХТД
9	0	0	2.9**	$37.2 \pm 3.42^{**}$ 221	ХТД
9a	0	10	1.3*	$7.3 \pm 1.76^*$ 43	ХТД
10	0	0	3.1**	$22.9 \pm 1.91^{**}$ 136	ХТД
10a	0	30	1.4*	$3.1 \pm 1.01^*$ 18	ХТД
11	0	10	2.7**	$23.2 \pm 3.09^{**}$ 138	ХТД
12	0	10	2.22	16.5 ± 1.66 98	НТ
12a	0	0	1.8*	$9.8 \pm 1.64^*$ 58	ХТД
13	0	20	1.8*	$6.8 \pm 1.55^*$ 40	ХТД
14	0	0	2.3	13.2 ± 2.18 79	НТ
15	0	10	1.6*	$9.4 \pm 2.61^*$ 56	ХТД
16	0	10	1.9*	$8.4 \pm 1.62^*$ 50	ХТД
Контроль Control	0	0	2.4	16.8 ± 0.97 100	

Примечание. Здесь и в табл. 4–6 “*” – значение, достоверно ниже контрольного при $p = 0.05$, “***” – достоверно выше контрольного значения при $p = 0.05$, НТ – отсутствие токсичности, ХТД – хроническое токсическое действие.

Note. Here and in table 4–6 “*” – value significantly lower than the control value at $p = 0.05$, “***” – significantly higher than the control value at $p = 0.05$, NT – no toxicity, CTD – chronic toxic effect.

Таблица 3. Действие природной воды оз. Неро на *Chlorella vulgaris* (июнь 2017 г.)**Table 3.** Effect of natural water of lake Nero for *Chlorella vulgaris* (june 2017)

Станция Station	Выявленный эффект, % Detected effect, %	Токсичность пробы Samples toxicity
1	+35	НТ
2	+7	НТ
3	+11	НТ
4	+30	НТ
5	+5	ХТД
6	+6	ХТД
6a	+34	ХТД
7	+17	ХТД
8	+75	ХТД
9	+16	ХТД
9a	+43	ХТД
10	+26	ХТД
10a	+22	ХТД
11	+10	ХТД
12	–5	НТ
12a	+37	ХТД
13	+6	ХТД
14	+35	НТ
15	+30	ХТД
16	+26	ХТД
Контроль Control	Дистиллированная вода Distilled water	

Примечание. “+” – стимуляция; “–” – угнетение.

Note. “+” – stimulation; “–” – inhibition.

В биотестах на семенах кресс-салата *Lepidium sativum* установлено, что при одинаково высокой всхожести максимальная энергия прорастания наблюдалась в воде, отобранной на ст. 4 (табл. 4), в контроле – 55%. Минимальная энергия прорастания семян отмечена в воде на ст. 1 (на 75% ниже, чем в контроле), минимальная всхожесть семян – 78.3% (96.7% в контроле) зарегистрирована на ст. 13. По всхожести семян воду, отобранную на станциях 1, 11, 12a и 13, можно отнести к слабозагрязненной.

Анализ средних значений длин побегов выявил их достоверное снижение по сравнению с контрольными в воде, отобранной на станциях 1 и 19 (на 40%). Пробы воды со станций 4, 6, 7, 8, 9a, 11 и 16 оказывали стимулирующее действие на длину побега. Поскольку стимуляция была выше, чем 30%, воду отнесли к оказывающей хроническое токсическое действие. Максимальное значение длины побега зарегистрировано на ст. 6, на 74% выше контрольного значения.

Статистически значимое угнетение прироста длины корня зарегистрировано в пробах воды со станций 1, 5, 10a, 12a и 19a, снижение составляло 40–50%. В воде со станций 4, 6, 11

отмечена стимуляция роста корней салата. При этом увеличение длины корня более 30% зафиксировано только в пробе со ст. 4, в ней же выявлена и максимальная длина корня – 120 мм (табл. 4).

Сравнивая результаты биотестирования воды, выполненного в июне 2017 г. с использованием 3 тест-объектов, можно заключить, что к наиболее благополучным по токсикологическим показателям относятся станции 2, 3, 12 и 14, на которых не зарегистрирована токсичность ни по одному тест-организму, к наиболее неблагополучным – 5–8, 9a, 10a, 11, 12a, 13, 15 и 16, на которых зарегистрирована токсичность для всех трех тест-организмов (табл. 8). Следует отметить, что большинство этих станций находились вблизи места добычи сапропеля (ст. 5), населенных пунктов (станции 13, 15, 16), в зоне выпуска сточных вод предприятий “Рольма” и “Русь-квас” (станции 7, 8), а также в зарослях макрофитов (станции 9a, 10a, 11, 12a).

В августе 2017 г. биотестирование воды оз. Неро с использованием цериодафнии в качестве тест-объекта подтвердило отсутствие острого токсического действия воды озера, отобранной по всей сетке станций, для ракообразных (табл. 5). Несмотря на то, что по показателю “выживаемость” хроническое токсическое действие оказывала только вода с одной ст. 13, возросло количество станций вода с которых, оказывала хроническое токсическое действие по показателю “плодовитость” (4–7, 9–16). В этот ряд попали станции, на которых ранее не было установлено хронического токсического действия на цериодафний ни по одному из показателей (4, 6a, 12, 14). Таким образом, в августе 2017 г. из 7 чистых станций по данным 7-суточного теста на цериодафниях в июне 2017 г. (1–4, 6a, 12, 14) осталось только 4 (1–3, 8).

При биотестировании воды оз. Неро на семенах кресс-салата *Lepidium sativum* установлено, что при одинаково высокой всхожести максимальная энергия прорастания наблюдалась в воде, отобранной на ст. 5 (табл. 6), в контроле – 76.7%. Минимальная энергия прорастания семян отмечена в воде на ст. 11 (на 40% ниже, чем в контроле), минимальная всхожесть семян – 85% зарегистрирована на ст. 7. По всхожести семян воду, отобранную на станциях 7, 10, 11 и 16, можно отнести к слабозагрязненной [Лебедев, 2006 (Lebedev, 2006)].

Анализ средних значений длин побегов показал, что эти показатели достоверно ниже контрольных при биотестировании воды, отобранной на станциях 2, 10–14 и 16 (на 20–30%).

Статистически значимое подавление роста корней зарегистрировано на станциях 1, 2, 4, 10–14, снижение составляло 30–60% (табл. 6). Максимальная длина побега отмечена на ст. 7, корня – на ст. 15. На ст. 14 отмечено максимальное число недоразвитых проростков.

Таким образом, к нетоксичным пробам относятся станции 3, 5–9 и 15, остальные пробы обладают в той или иной степени фитотоксическим эффектом.

К наиболее благополучным станциям по токсикологическим показателям воды, отобранной в августе 2017 г., относится только ст. 3, на которой не зарегистрирована токсичность ни по одному тест-организму. К наиболее неблагополучным – 4, 14, 15 и 16, на которых зарегистрирована токсичность по двум тест-организмам.

В нашем исследовании доля станций, на которых зафиксирована хроническая токсичность воды для ветвистоусых рачков в июне 2017 г. составляла 65%, в августе – 60%, для семян кресс-салата 65% и 56.3% соответственно. Биотестирование воды с использованием водоросли *Chlorella vulgaris* проводили однократно, и доля станций с обнаруженной хронической токсичностью составила 70%.

Таким образом, пробы воды, отобранные и в июне, и в августе обладали одинаковой токсичностью для тест-организмов (табл. 7).

Природные воды являются весьма специфической средой, в которой состояние токсикантов и проявление их химических свойств и биологической активности существенно отличается от более простых экспериментальных моделей, на которых обычно проводятся лабораторные исследования их химических, биологических, токсических и других свойств [Александрова, 2009 (Aleksandrova, 2009)]. Нормальная жизнедеятельность гидробионтов, а, следовательно, и уровень их устойчивости к различным повреждающим агентам, в частности, к токсическим веществам, а также степень токсичности различных групп веществ в значительной степени определяются такими абиотическими факторами водной среды, как минерализация, жесткость, pH, соотношение ионов, наличие комплексонов, содержание кислорода, температура и т.д.

Биотестирование, как правило, проводится в стандартных, оптимальных для тест-объектах условиях; в частности, при биотестировании редко принимается во внимание температурный фактор, существенно влияющий на результаты биотестов [Брагинский и др., 1987 (Braginskij et al., 1987)]. Косвенным подтверждением этого могут служить и результа-

ты наших исследований. Так, пробы воды, отобранные в июне 2017 г., когда температура поверхностного слоя колебалась от 17.1 до 19.0°C, обладали большей токсичностью для всех 3-х тест-объектов, чем пробы воды, отобранные в августе 2017 г., при температуре воды 21.6–23.9°C. С этим может быть связано и повышение более чем на 30% плодовитости цериодафний в августе.

Интерпретация результатов токсикологических опытов по критерию выживаемости более проста в сравнении с интерпретацией результатов по критерию плодовитости. Известно, что наиболее значительно повышается плодовитость ветвистоусых рачков в летний период в июле, что связано, вероятнее всего, с самой высокой солнечной активностью в данный период.

По критерию выживаемость хроническим токсическим действием обладала вода, отобранная в июне на станциях 5, 6 и 10а, в августе – только на ст. 13. По критерию плодовитость большее число станций отнесено к неблагополучным. Как в июне, так и в августе таких станций насчитывалось 12. Если в июне на 7 из 12 проб воды, отобранных на станциях, где зарегистрировано хроническое токсическое действие на цериодафний, отмечено снижение репродуктивных показателей рачков, то в августе на всех 12 станциях отмечено повышение их плодовитости. Что может быть связано не только с повышением температуры и изменением солнечной активности в этот период, но и с благоприятным микроклиматом, а также с интенсификацией процессов самоочищения в водном объекте.

В некоторых работах затрагивается вопрос о критериях токсичности по показателям стимуляции тест-функции [Некрасова., 2008 (Nekrasova, 2008)]. Заключение о токсичности тестируемой среды как в случае угнетения роста культуры (на 20% по сравнению с контролем), так и при его стимуляции (на 30%) предусматривает только методика с использованием хлореллы [Методика..., 2007 (Metodika..., 2007)]. Очевидно, что игнорировать эффекты стимуляции тест-функций нельзя. Стимуляция может проявляться как фаза интоксикации или как отклик на факторы, повышающие метаболические процессы: присутствие в исследуемых средах окисляемых органических или биогенных веществ, витаминов, гормонов, биостимуляторов. То есть не всегда стимуляция является откликом на токсичность. При этом возникает сложность интерпретации полученных данных, с целью определения причин стимулирующего эффекта.

Таблица 4. Действие природной воды оз. Неро на семена кресс-салата *Lepidum sativum* (июнь 2017 г.)

Table 4. Effect of natural water of Lake Nero for the seeds of watercress *Lepidum sativum* (june 2017)

Станция Station	Энергия прорастания, % Germination energy, %	Всхожесть, % Germination, %	Средняя длина проростка, мм Average length of seedling, mm	Средняя длина побега, мм Average length of shoot, mm	Средняя длина корня, мм Average length of root, mm	Соотношение побег / корень Ratio shoot / root	Токсичность пробы Samples toxicity
1	13.3	86.7	7.96±0.89*	7.96±0.89*	20.40±21.41*	0.51±0.09	ХТД
2	78.3	93.3	12.79±1.11	12.79±1.11	37.57±3.44	0.46±0.07	НТ
3	58.3	95.0	11.32±1.06	11.32±1.06	28.21±2.96	0.50±0.06	НТ
4	98.4	98.4	20.15±1.32**	20.15±1.32**	56.37±3.91**	0.41±0.04	ХТД
5	66.7	95.0	15.40±1.15	15.40±1.15	27.93±2.60*	0.58±0.04	ХТД
6	93.3	96.7	23.03±1.48**	23.03±1.48**	48.02±3.48**	0.48±0.02	ХТД
6a	64.4	96.6	12.65±0.97	12.65±0.97	33.16±2.64	0.49±0.07	НТ
7	73.3	93.3	20.64±1.64**	20.64±1.64**	44.39±3.88	0.47±0.02	ХТД
8	76.7	95.0	18.35±1.62**	18.35±1.62**	40.72±3.66	0.44±0.03	ХТД
9	58.3	95.0	15.72±1.66	15.72±1.66	33.25±3.66	0.50±0.09	НТ
9a	60.0	91.7	19.95±1.73**	19.95±1.73**	40.85±3.9	0.55±0.09	ХТД
10	74.2	96.8	15.47±1.25	15.47±1.25	44.05±3.53	0.36±0.02	НТ
10a	53.3	93.3	11.0±1.36	11.0±1.36	23.07±2.33*	0.44±0.08	ХТД
11	66.1	89.8	22.55±1.82**	22.55±1.82**	48.47±3.95**	0.45±0.05	ХТД
12	60.3	96.6	13.11±1.21	13.11±1.21	32.56±2.94	0.74±0.23**	НТ
12a	65.0	83.3	12.78±1.73	12.78±1.73	23.64±3.01*	0.46±0.06	ХТД
13	48.3	78.3	12.81±2.00	12.81±2.00	28.0±4.18*	0.40±0.09	ХТД
14	65.0	90.0	14.11±1.74	14.11±1.74	32.87±4.02	0.40±0.05	НТ
15	51.7	91.7	8.31±1.15*	8.31±1.15*	18.25±2.09*	0.34±0.05	ХТД
16	87.9	100.0	18.41±1.38**	18.41±1.38**	41.05±3.08	0.50±0.04	ХТД
Контроль Control	55.0	96.7	13.21±1.07	13.21±1.07	38.29±3.35	0.44±0.06	

Таблица 5. Действие природной воды оз. Неро на *Ceriodaphnia dubia* (август 2017 г.)**Table 5.** Effect of natural water of lake Nero for *Ceriodaphnia dubia* (august 2017)

Станция Station	Гибель, %, 48 ч Mortality, %, 48 h	Гибель, %, 7 сут Mortality, %, 8 days	Среднее число пометов Average broods	Среднее кол-во молоди на 1 самку, экз % контроля Average of juvenile per female % control	Токсичность пробы Samples toxicity
1	0	0	2.4	20.9 ± 2.74 140.3	НТ
2	0	10	2.3	18.7 ± 2.51 125.5	НТ
3	0	0	2.5	20.3 ± 2.03 136.2	НТ
4	0	0	2.6	$25.6 \pm 1.67^{**}$ 171.8	ХТД
5	0	0	2.5	$27.9 \pm 3.03^{**}$ 187.2	ХТД
6	0	0	2.9	$32.4 \pm 1.59^{**}$ 217.4	ХТД
7	0	0	2.6	$32.1 \pm 3.29^{**}$ 219.7	ХТД
8	0	0	2.3	21.4 ± 2.28 143.6	НТ
9	0	0	2.7	$29.1 \pm 3.95^{**}$ 195.3	ХТД
10	20	20	2.2	$30.9 \pm 1.85^{**}$ 207.4	ХТД
11	0	0	2.9	$30.8 \pm 3.23^{**}$ 206.7	ХТД
12	0	0	2.8	$26.7 \pm 3.16^{**}$ 179.2	ХТД
13	20	30	2.0	$28.6 \pm 4.20^{**}$ 191.9	ХТД
14	0	0	2.8	$26.0 \pm 2.80^{**}$ 174.5	ХТД
15	0	0	2.9	$30.0 \pm 1.45^{**}$ 201.3	ХТД
16	0	0	2.9	$28.9 \pm 2.48^{**}$ 193.9	ХТД
Контроль Control	0	0	3.0	14.9 ± 1.84 100	

С одной стороны, необходимо выявить стимулирующее действие токсикантов, с другой – исключить стимуляцию за счет дополнительных источников питания [Жмур, 2018 (Zhmur, 2018)]. Стимулирующее влияние токсиканта на процесс размножения гидробионтов может отражать неблагоприятное состояние популяции, стремящийся к сохранению вида в экстремальных условиях существования [Веселов, 1977 (Veselov, 1977)].

Метод биотестирования, основанный на реакции набора тест-объектов, даёт интегральную оценку вреда, вызываемого суммарным токсическим действием всего комплекса загрязняющих веществ, содержащихся в водной среде, с учетом их синергизма и

антагонизма. Как правило, биотестирование не дает ответа на вопрос о характере загрязняющего вещества, вызывавшего ту или иную реакцию тест-объекта [Крайнюкова, 1988 (Krainyukova, 1988)].

Для оценки возможной зависимости токсических эффектов от содержания загрязняющих веществ в воде необходимо знать параметры гидрохимического состава вод. Исследование показало, что концентрации хрома, цинка, кадмия, мышьяка, ртути и свинца на всех станциях не превышают значений ПДК для водных объектов рыбохозяйственного назначения и для хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования [Чуйко и др., 2020 (Chuyko et al., 2020)].

Таблица 6. Действие природной воды оз. Неро на семена кресс-салата (август 2017 г.)

Table 6. Effect of natural water Lake Nero for watercress seeds (august 2017)

Станция Station	Энергия прорастания, % Germination energy,%	Всхожесть, % Germination, %	Средняя длина проростка, мм Average length of seedling, mm	Средняя длина побега,мм Average length of shoot, mm	Средняя длина корня, мм Average length of root, mm	Соотношение побег/корень Ratio shoot / root	% недоразвитых проростков % underdeveloped seedlings	Токсичность пробы Samples toxicity
1	66.7	93.3	39.2±3.13	19.1±10.91	39.2±3.13*	0.5±0.05	1.67	ХТД
2	63.3	95.0	34.67±3.15*	15.3±1.37*	34.7±3.15*	0.4±0.05	3.33	ХТД
3	80.0	90.0	49.65±3.48	20.4±1.38	49.6±3.48	0.5±0.10	5.00	НТ
4	86.7	93.3	36.14±2.88*	18.1±1.35	36.1±2.88*	0.6±0.07	1.67	ХТД
5	96.7	98.3	48.73±3.87	21.6±1.60	48.7±3.87	0.5±0.04	3.33	НТ
6	91.7	95.0	46.81±2.97	20.7±1.12	46.8±2.97	0.8±0.28	1.67	НТ
7	75.0	85.0	43.69±3.12	22.4±1.59	43.7±3.12	0.5±0.03	0	НТ
8	83.3	93.3	48.09±2.73	22.3±1.15	48.1±2.73	0.5±0.03	0	НТ
9	83.3	95.0	42.19±2.97	19.0±1.34	42.2±2.97	0.5±0.06	0	НТ
10	56.7	88.3	36.51±3.49*	16.1±1.57*	36.5±3.49*	0.4±0.04	0	ХТД
11	46.7	86.6	20.65±2.99*	8.4±1.10*	20.6±2.99*	0.6±0.12	0	ХТД
12	78.3	98.3	37.84±3.59*	15.7±1.40*	37.8±3.59*	0.5±0.06	1.67	ХТД
13	70.0	93.3	37.45±3.50*	16.1±1.47*	37.5±3.50*	0.5±0.06	0	ХТД
14	81.7	96.7	40.40±3.83	16.8±1.49*	40.4±3.83*	0.6±0.14	6.67	ХТД
15	70.0	93.3	45.75±3.53	18.8±1.42	45.8±3.53	0.4±0.03	0	НТ
16	63.3	86.7	45.0±4.32	17.1±1.58*	45.0±4.32	0.4±0.05	1.67	ХТД
Контроль Control	76.7	93.3	47.54±2.84	21.0±10.88	48.4±2.36	0.5±0.07	0	

Таблица 7. Обобщенные результаты биотестирования воды оз. Неро на различных тест-организмах**Table 7.** The summarized results of biotesting of lake water Nero on various test organisms

Станция Station	<i>Ceriodaphnia dubia</i>		<i>Chlorella vulgaris</i>	<i>Lepidum sativum</i>	
	июнь	август	июнь	июнь	август
1	—	—	—	+	+
2	—	—	—	—	+
3	—	—	—	—	—
4	—	+	—	+	+
5	+	+	+	+	—
6	+	+	+	+	—
6a	—	н.д.	+	—	н.д.
7	+	+	+	+	—
8	+	—	+	+	—
9	+	+	+	—	—
9a	+	н.д.	+	+	н.д.
10	+	+	+	—	+
10a	+	н.д.	+	+	н.д.
11	+	+	+	+	+
12	—	+	—	—	+
12a	+	н.д.	+	+	н.д.
13	+	+	+	+	+
14	—	+	—	—	+
15	+	+	+	+	—
16	+	+	+	+	+

Примечание. “+” – зарегистрирована токсичность, “—” – токсичность отсутствует.

Note. “+” – registered toxicity, “—” – no toxicity.

Вместе с тем установлено, что содержание нефти и нефтепродуктов на всех исследованных станциях выше ПДК для водных объектов рыбохозяйственного назначения. Обнаруженные концентрации СОЗ и ПАУ в воде озера соответствуют фоновым уровням, выявленным в неподверженных антропогенной нагрузке участках Рыбинского водохранилища [Kozlovskaya, German, 1997].

Таким образом, содержание приоритетных загрязняющих веществ в воде оз. Неро, в целом, имеет равномерное пространственное распределение, хотя по ряду показателей на некоторых станциях отмечены отклонения в сторону уменьшения или увеличения. Большинство исследованных загрязняющих веществ присутствуют в воде ниже нормативных уровней, за исключением нефти и нефтепродуктов, меди, для которых выявлено превышение ПДК.

Относительно низкая токсичность природных вод объясняется и характером взаимодействия между фоновыми приоритетными загрязнителями и включением адаптационных механизмов у гидробионтов. Используя только физико-химические методы нельзя с абсолютной уверенностью дать ответ о реальной токсичности элемента в природной среде, поскольку связь токсичности элемента с его концентрацией в среде не всегда является однозначной [Sunda, Lewis, 1978].

Установлены корреляционные зависимости различных тест-функций всех использованных в работе тест-объектов от содержания в воде отдельных полиароматических углеводородов или их суммы (табл. 8). Мышьяк и нефтепродукты оказывали влияние на рост корней кресс-салата, нефтепродукты на гибель цериодафний за 7 сут и число пометов за этот же срок.

Несмотря на содержание меди выше ПДК на некоторых станциях, зависимость токсичности воды от ее концентраций для различных тест-объектов не установлена. Известно, что диапазон перехода от физиологически допустимых концентраций меди к токсическим узок: незначительное повышение активности меди в среде может приводить к морфологическим и метаболическим нарушениям. При этом водоросли более чувствительны к избытку меди, чем высшие растения [Демидчик и др., 2001 (Demidchik et al., 2001)].

Положительные корреляционные зависимости ростовых показателей кресс-салата от содержания в воде ПАУ может свидетельствовать об их ауксиновом действии, выраженном в росте биомассы корней, что неоднократно подтверждалось и другими исследователями [Тонкопий и др., 1979 (Tonkopiĭ et al., 1979); Яковлева и др., 2008 (Yakovleva et al., 2008)].

Таблица 8. Корреляционные связи между гидрохимическими показателями и биологическими параметрами тест-организмов при биотестировании воды**Table 8.** Correlation between hydrochemical and biological parameters of test organisms during water biotesting

Биологические параметры тест-организмов Biological parameters test organisms	Коэффициент корреляции по Спирмену при $p < 0.05$ Coefficient of correlation by Spearman, $p < 0.05$
Отклонение роста клеток <i>Chlorella vulgaris</i> , % контроля Гибель <i>Ceriodaphnia dubia</i> , 48 час Гибель <i>C. dubia</i> , 7 сут Среднее число пометов <i>C. dubia</i> Энергия прорастания <i>L. sativum</i> Всхожесть <i>L. sativum</i> Средняя длина побега <i>L. sativum</i> , мм Средняя длина корня <i>L. sativum</i> , мм	пирен (-0.874), ДДТ (-0.786) бензоперилен (0.894), нафталин (-0.889), аценафтилен (-0.913), аценафтилен (-0.883), фенантрен (-0.894), сумма 16 ПАУ (-0.894), нефтепродукты (-0.894), сумма 16 ПАУ (0.900), нефтепродукты (0.900), бензоперилен (0.894), нафталин (-0.889), бензофлуорантен (0.949), аценафтен (0.900), мышьяк (0.884) аценафтилен (0.949), аценафтен (0.900), антрацен (0.900), флуорен (0.900), мышьяк (0.884), нефть и нефтепродукты (0.900)

Таким образом, за весь период наблюдений по токсикологическим показателям воды к наиболее благополучным относится только ст. 3, на которой не зарегистрирована токсичность ни по одному тест-организму. Хотя на этой станции зарегистрировано высокое число (5%, в контроле – 0) число недоразвитых проростков семян кресс-салата (табл. 6). Другими авторами отмечено, что выраженность мутагенной активности воды ст. 3 меняется

от 0.5 до 2.28, составляя в среднем 1.50 ± 0.10 . Доля проб с зарегистрированным мутагенным эффектом составляет 19%, следовательно, мутагенное загрязнение может быть охарактеризовано как случайное [Ковалева и др., 2013 (Kovaleva et al., 2013)]. Станции 11, 13 и 16 должны быть отнесены к наиболее неблагополучным, так как в пробах воды, отобранных на них, зарегистрирована токсичность по всем тест-организмам в обе даты наблюдения.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Впервые проведено исследование токсичности воды высокоэвтрофного оз. Неро. За весь период наблюдений по токсикологическим показателям воды к наиболее благополучным относится только ст. 3, расположенная севернее о. Рождественский, на которой не зарегистрирована токсичность ни для одного тест-организма. К наиболее неблагополучным – станции 11, 13 и 16, на которых зарегистрирована токсичность для тест-объектов в обе даты наблюдения. На наиболее загрязненных участках озера (ст. 5–8), приуроченных к его северной части, подверженной воздействию бытовых и промышленных стоков

г. Ростова, наблюдали хроническое токсическое действие воды в 80% случаев.

Установлены корреляционные зависимости изменения некоторых тест-функций использованных в работе тест-объектов от содержания в воде отдельных полиароматических углеводородов или их суммы. Мышьяк и нефтепродукты оказывали влияние на рост корней кресс-салата, нефтепродукты на гибель цериодафний за 7 сут и число пометов за этот же срок.

Для объективной оценки качества среды необходимо использовать несколько тест-объектов, относящихся к различным систематическим группам и трофическим уровням.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы выражают благодарность В.В. Законнову и А.И. Цветкову за отбор проб воды.

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации “Физиолого-биохимические и иммунологические реакции гидробионтов под действием биотических и абиотических факторов окружающей среды” (№ г/р АААА-А18-118012690123-4), а также в рамках НИР “Комплекс мероприятий по анализу состояния озера Неро и необходимости проведения работ по его комплексной экологической реабилитации”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Александрова В.В. Применение метода биотестирования в анализе токсичности природных и сточных вод (на примере Нижневартовского района Тюменской области). Нижневартовск: Изд-во Нижневарт. гуманит. ун-та, 2009. 94 с.
- Бакаева Е.Н., Никаноров А.М., Игнатова Н.А. Место биотестовых исследований донных отложений в мониторинге водных объектов // Вестник Южного научного центра. 2009. № 2. Т. 5. С. 84–94.

- Брагинский Л. П., Величко И. М., Щербань Э. П. Пресноводный планктон в токсической среде. Киев: Наукова думка, 1987. 178 с.
- Веселов Е.А. Патологические функциональные и морфологические изменения у пресноводных беспозвоночных и рыб под влиянием интоксикации // Норма и патология в водной токсикологии. Байкальск, 1977. С. 111–117.
- ГОСТ Р 54496-2011 (ИСО 8692:2004). Вода. Определение токсичности с использованием зеленых пресноводных одноклеточных водорослей. Стандартинформ. 2012. 53 с.
- Демидчик В.В., Соколик А.И., Юрин В.М. Поступление меди в растения и распределение в клетках, тканях, органах. // Успехи современной биологии. 2001. Т. 121. № 2. С. 190–197.
- Жмур Н.С. Экоотоксикологический контроль. Приемы исследования и лабораторная практика. М.: Издательство “Акварос”, 2018. 472 с.
- Лебедев В.П. Биотестирование загрязнения и токсичности водной среды // Экологическая культура и образование: инновационный опыт Вологодской области. Вологда. 2006. С. 94–98.
- Ковалёва М.И., Прохорова И.М., Фомичева А.Н., Ильина К.Г. Исследование токсикогенетического состояния озера Неро, Ярославская область // Вестник АПК Верхневолжья. 2013. № 3 (23). С. 60–65.
- Крайнюкова А.Н. Биотестирование в охране вод от загрязнения // Методы биотестирования вод. Черноголовка. 1988. С. 4–14.
- Методика определения токсичности питьевых, грунтовых, поверхностных и сточных вод, растворов химических веществ по измерению показателей всхожести, средней длины и среднего сухого веса, проростков семян кресс-салата (*Lepidium sativum*) // ПНД Ф Т 14.1:2.4.19–2013. М., 2013.
- Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей. ФР.1.39.2007.03223. // М.: “Акварос”. 2007. 48 с.
- Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний. Федеральный реестр (ФР). ФР.1.39.2007.03221. М.: АКВАРОС, 2007. 56 с.
- Методы оценки токсического влияния фитоценозов планктона на формирование качества поверхностных вод суши. Р52.24.809–2014.
- Некрасова И.И. Местные и общие реакции организма на повреждение: Учебное пособие по патологической физиологии. Ставрополь: Ставропольский государственный аграрный университет, 2008. 163 с.
- Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т.1. Зоопланктон. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. 495 с.
- Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века. М.: Наука, 2008. 406 с.
- Тонкопий Н.И., Розанова В.Я., Мазель Ю.Я. Экспериментальное изучение возможности усвоения бенз(а)пирена растениями // Растения и химические канцерогены. Л.: Наука, 1979. С. 97–99.
- Фомин Г.С., Фомин А.Г. Почва. Контроль качества и экологической безопасности по международным стандартам: Справочник. М.: Протектор. 2001. 304 с.
- Шагина В.В., Афолина Н.С., Ковалева М.И. Изучение динамики мутагенной активности воды высокоэвтрофного озера Неро // Экология и рациональное природопользование, Матер. Всерос. научно-практической конференции. 12–16 сентября 2017 г. Ярославль: ЯрГУ, 2017. С. 170–173.
- Яковлева Е.В., Безносиков В.А., Кондратенко Б.М. Биоаккумуляция полициклических ароматических углеводородов в системе почва – растение // Агрохимия. 2008. № 9. С. 66–74.
- Kozlovskaya V.I., German A.V. Polychlorinated biphenyls and polyaromatic hydrocarbons in the ecosystem of the rybinskoe reservoir // Water Resources. 1997. Т. 24. № 5. С. 520–526.
- Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day life cycle cladoceran toxicity test // Environmental Toxicology and Chemistry. 1984. Vol. 3. P. 425–434.
- Sokal R.R., Rohlf F.J. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. N.Y.: W.H. Freeman and Comp., 1995. 887 p.
- Sunda W.G., Lewis J.A.M. Effect of complexation by natural organic ligands on toxicity of copper to a unicellular alga, *Monochrysis lutheri* // Limnol. Oceanogr. 1978. Vol. 23. P. 870–876.

REFERENCES

- Aleksandrova V.V. Biotesting as a modern method of evaluation of toxicity of natural waters and sewage. Nizhnevartovsk: Nizhnevart. gos. un-ta, 2013. 119 p. (In Russian).
- Bakaeva E.N., Nikanorov A.M., Ignatova N.A. The place of biotest studies of bottom sediments in the monitoring of water bodies. *Vestnik Yuzhnogo nauchnogo centra RAN*. 2009, vol. 5. no. 2, pp. 84–93. (In Russian).
- Braginskij L. P., Velichko I. M., Shcherban' E. P. Freshwater plankton in a toxic environment. Kiev, Naukova dumka, 1987, 178 p. (In Russian).
- Demidchik V.V., Sokolik A.I., Yurin V.M. The intake of copper in plants and distribution in cells, tissues, organs. *Uspekhi sovremennoj biologii*, 2001. vol. 121. no 2. pp. 190–197. (In Russian).
- Fomin G.S., Fomin A.G. The soil. Quality Control and Environmental Safety by International Standards: A Guide. Moscow, Protektor, 2001. 304 p. (In Russian).
- Key to zooplankton and zoobenthos of fresh water in European Russia. vol.1. Zooplankton. Moscow. Tovarishchestvo nauchnyh izdanij KMK, 2010. 495 p. (In Russian).

- Kovaleva M.I., Prokhorova I.M., Fomicheva A.N., Ilyina K.G. Study of the toxicogenetic state of lake Nero, Yaroslavl region. *Vestnik APK Verhnevolzh'ya*, 2013, vol. 3 (23). pp. 60–65. (In Russian).
- Kozlovskaya V.I., German A.V. Polychlorinated biphenyls and polyaromatic hydrocarbons in the ecosystem of the Rybinsk reservoir. *Water resources*. 1997. vol. 24. no 5. pp. 520–526.
- Krainyukova A.N. Biotesting to protect water from pollution. *Metody biotestirovaniya vod* [Aqua ratio biotesting]. Chernogolovka. 1988. pp. 4–14. (In Russian).
- Lebedev V.P. Biotesting of pollution and toxicity of water environment. *Ekologicheskaya kultura i obrazovanie: innovatsionnyy opyt Vologodskoy oblasti* [Educationem environmental et culturae: regionem innovative usus Vologda]. Vologda, 2006. pp. 94–98. (In Russian).
- Methods for assessing the toxic effects of plankton phytocenoses on the formation of land surface water quality. R 52.24.809–2014. (In Russian).
- Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test // *Environ. Toxicol. Chem.*, 1984, vol. 3, pp. 425–434.
- Nekrasova I.I. Local and general body reactions to damage: A training manual on pathological physiology. *Stavropol'skiy gosudarstvennyy agrarnyy universitet*. Stavropol', 2008. 163 p. (In Russian).
- Shagina V.V., Afonina N.S., Kovaleva M.I. Study of the dynamics of the mutagenic activity of water in the highly eutrophic lake Nero. *Vseros. nauchno-prakticheskoy konferencii. Ekologiya i racional'noe prirodopol'zovanie* [All-Russian scientific and practical conference Ecology and rational nature management]. Yaroslavl': YarGU 2017, pp. 170–173. (In Russian).
- Sokal R.R., Rohlf F.J. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. N.Y.: W.H. Freeman and Comp., 1995. 887 p.
- State Standart R 54496-2011 (ISO 8692:2004). Water. Determination of toxicity using green freshwater unicellular algae. Standartinform, 2012. 53 p. (In Russian).
- The methodology for determining the toxicity of water and water extracts from soils, sewage sludge, waste by mortality, changes in the fecundity of ceriodaphnia. Federal'nyy reestr (FR). FR 1.39.2007.03221. Moscow: "Akvaros", 2007. 56 p. (In Russian).
- The methodology for determining the toxicity of drinking, ground, surface and wastewater, chemical solutions for measuring germination rates, average length and average dry weight, seedlings of watercress (*Lepidium sativum*). 2013. PND F T 14.1:2.4.19–2013. Moscow, 2013. (In Russian).
- The methodology for determining the toxicity of water, water extracts from soils, sewage sludge and waste by changing the level of chlorophyll fluorescence and the number of algae cells. FR. 1.39.2007.03223. N.S. Zhmur, T.L. Orlova. Moscow "Akvaros", 2007. 48 p. (In Russian).
- The state of the ecosystem of lake Nero at the beginning of the XXI century*. Moscow: Nauka, 2008, 406 p. (In Russian).
- Tonkopi N.I., Rozanova V.Ya., Mazel' Yu.Ya. Experimental study of the possibility of assimilation of benz(a)pyrene by plants. *Rasteniya i himicheskie kancerogeny*. Leningrad: Nauka, 1979, pp. 97–99. (In Russian).
- Veselo E.A. Pathological functional and morphological changes in freshwater invertebrates and fish under the influence of intoxication. *Norma i patologiya v vodnoj toksikologii*. Bajkalsk, 1977, pp. 111–117. (In Russian).
- Yakovleva E.V., Beznosikov V.A., Kondratenok B.M. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the soil – plant system. *Agrohimiya*. 2008, vol. 9, pp. 66–74. (In Russian).
- Zhmur N.S. Ecotoxicological control. Research methods and laboratory practice. Moscow: "Akvaros", 2018, 472 p. (In Russian).

TOXICOLOGICAL STUDIES OF A SHALLOW WATER OF HIGH EUTROPHIC LAKE NERO (YAROSLAV REGION). MESSAGE 1. WATER

I. I. Tomilina, R. A. Lozhkina, I. V. Chalova, N. S. Shevchenko

*Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences,
Borok, Nekouzskii raion, Yaroslavl oblast, 152742 Russia, e-mail: i_tomilina@mail.ru*

For the first time, a study of the water toxicity of the highly eutrophic lake Nero was conducted using bioassay methods. For the entire period of observations on toxicological indicators of water, only station 3, located north of Rozhdestvensky Island, where toxicity was not registered for any test organism belongs to the most successful ones. The most unfavorable stations are stations 11, 13 and 16, which registered toxicity for all test organisms on both dates of observation. In the polluted areas of the lake (art. 5–8), confined to its Northern part, exposed to domestic and industrial wastewaters of Rostov City, chronic toxic effects of water were observed in 80% of cases. The correlation dependences of changes in some test functions of the test objects used on the content of individual polyaromatic hydrocarbons in water or their sum have been established. Arsenic and petroleum products had an impact on the growth of watercress roots, petroleum products influenced the death of Ceriodaphnia for 7 days and the number of brood during the same period. For an objective assessment of the quality of the environment, it is necessary to use several test objects belonging to different systematic groups and trophic levels.

Keywords: water, toxicity, bioassay, Lake Nero

ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ МЕЛКОВОДНОГО ВЫСОКОЭВТРОФНОГО ОЗЕРА НЕРО (ЯРОСЛАВСКАЯ ОБЛАСТЬ). СООБЩЕНИЕ 2. ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ

Р. А. Ложкина, И. И. Томилина, Г. М. Чуйко

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук,
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: i_tomilina@mail.ru

Поступила в редакцию 17.07.2020

Проведено исследование токсичности донных отложений высокоэвтрофного оз. Неро методами биотестирования с помощью тест-объектов различной систематической принадлежности. Наиболее загрязненные участки озера приурочены к его северной части, подверженной воздействию бытовых и промышленных стоков г. Ростова, а также поверхностного стока с сельскохозяйственных угодий и крупных автомагистралей. Корреляционный анализ между параметрами токсичности и химического состава донных отложений показал, что концентрации загрязняющих веществ в них в большей степени влияют на изменение биологических параметров личинок хирономид, чем на ростовые показатели кресс-салата. Отмечены достоверные корреляции изменения длины личинок хирономид в зависимости от содержания растительных пигментов, которое можно рассматривать как остаточное количество новообразованного органического вещества в донных отложениях, то есть присутствие зеленых пигментов замедляет рост личинок *Chironomus riparius* в высокоэвтрофном озере.

Токсичность донных отложений для гидробионтов является более опасной, чем токсичность воды, поскольку она проявляется в течение более длительного времени, что и подтверждают результаты наших исследований. Донные отложения, накапливая сведения о круговороте веществ в водных экосистемах, служат важным источником информации об условиях, существующих на водосборе и непосредственно в водоеме, и позволяют судить о состоянии водоема в целом.

Ключевые слова: донные отложения, токсичность, биотестирование, озеро Неро.

DOI: 10.47021/0320-3557-2020-100-113

ВВЕДЕНИЕ

Многоплановость использования водных ресурсов (водоснабжение, транспорт, водные биоресурсы, гидроэнергетика, сельскохозяйственное и рекреационное направления) требует современных подходов наблюдения и контроля состояния поверхностных вод. Главным фактором негативного воздействия не только на биоту водных экосистем, но и человека является токсическое загрязнение [Бакаева, Игнатова, 2019 (Baкаeva, Ignatova, 2019)]. Донные отложения (ДО) водоемов рассматриваются как носители информации об изменениях, имеющих место на территории водосбора и в самом водоеме, как своеобразный архив данных о состоянии окружающей среды, так как ДО отражают интегрированную во времени сумму антропогенного воздействия на аквальные комплексы [Даувальтер, Кашулин, 2013 (Dauvalter, Kashulin, 2013)]. Для оценки потенциальной биологической опасности загрязненных водоемов получили широкое распространение методы биотестирования. В мировой практике для достоверности полученных результатов принято использовать несколько тест-систем одновременно, поэтому в данном исследовании применяли комплекс методов с использованием

тест-объектов различной систематической принадлежности и трофических уровней.

Основными ДО озера являются илы типа сапропеля, запасы которого в озере составляют десятки миллионов кубометров с толщиной отложений от 5 до 20 м. В структуре экосистемы озера сапропель является мощным аккумулятором биогенных элементов, с одной стороны, выводя их из круговорота веществ, путем отложения и захоронения, с другой – возвращая с ветровым перемешиванием и взмучиванием гидробионтами. ДО оз. Неро представлены темноцветными глинистыми сапропелями, с высоким содержанием кальция и относительно небольшой долей органического вещества. В химическом составе сапропеля обнаружен большой набор макро- и микроэлементов, аминокислот и биологически активных веществ (витаминов, гормонов, стимуляторов роста) [ООПТ памятник природы (ООРТ памятник природы)].

Токсичность ДО оз. Неро ранее не оценивалась, хотя была установлена их токсикогенетическая активность [Могутова и др., 1997 (Mogutova et al., 1997); Прохорова и др., 2008 (Prokhorova et al., 2008)].

Исходя из вышесказанного, цель работы – оценить токсичность донных отложений оз. Неро для тест-объектов различной система-

тической принадлежности и трофических уровней и возможную зависимость токсиче-

ского эффекта от содержания загрязняющих веществ в донных отложениях.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Пробы ДО отбирались с маломерного моторного судна модифицированным облегченным дночерпателем Экмана-Берджи с площадью захвата 1/100 м² с поверхностного горизонта 0–10 см. Станции отбора проб были распределены так, чтобы равномерно охватить всю акваторию озера. Интегральную пробу ДО, полученную в результате 3-х подъемов дночерпателя на каждой станции, тщательно перемешивали, убрали крупную гальку, обломки растений и хранили в холодильнике в герметичных пластиковых пакетах при температуре +2–+4°C до начала биотестирования не более 14 сут.

Биотестирование проводили на водной вытяжке донных отложений (ВВДО) и нативных пробах ДО с естественной влажностью (без высушивания). Для приготовления ВВДО 100 г ДО заливали 400 мл отстоянной водопроводной водой и полученный раствор активно аэрировали в течение 3 ч. Затем его отстаивали, центрифугировали при 2000 об./мин и фильтровали через обеззоленные фильтры белая лента для дальнейшего биотестирования [Щербань, 1994 (Shcherban, 1994)].

Определение токсичности ВВДО проводили с использованием планктонных ветвистоусых ракообразных *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894 [Определитель зоопланктона..., 2010 (Opredelitel' zooplanktona..., 2010)] в соответствии со стандартной методикой [Mount, Norberg, 1984; Методика определения токсичности..., 2007 (Metodika opredeleniya toksichnosti..., 2007)].

Рачков из одной генерации в первые сутки от рождения рассаживали в 10 стаканчиков с 15 мл исследуемой воды по 1 экз. в каждый и наблюдали до вымета 3-х пометов на одну самку. В ходе эксперимента животных кормили раз в два дня зелеными водорослями *Chlorella vulgaris* Beij., 1890 в концентрации 250–300 тыс. кл./мл в момент смены среды [Методика определения токсичности..., 2007 (Metodika opredeleniya toksichnosti..., 2007)]. Учитывали гибель в течение 48 ч и на момент завершения эксперимента, среднее число пометов и новорожденных особей на 1 самку. Критерий острой токсичности – гибель 50% особей за 48 ч, хронической – гибель рачков более 20% за время эксперимента, достоверное снижение плодовитости, а также ее увеличение более чем на 30% по сравнению с контролем.

Определение токсичности нативных ДО и ВВДО проводили на семенах кресс салата

Lepidium sativum (L.) сорта “Весенний” фирмы Гавриш. Эксперименты проводили в трех повторностях по стандартной методике в чашках Петри (ГОСТ 12038-84) [Фомин, Фомин, 2001 (Fomin, Fomin, 2001); [Методика определения токсичности..., 2013 (Metodika opredeleniya toksichnosti..., 2013)]. В каждую чашку Петри помещали семена растений в количестве 30 шт. на чашку. В экспериментах с ВВДО в каждую чашку Петри заливали по 30 мл исследуемой воды, в качестве субстрата использовали фильтровальную бумагу. В экспериментах с нативными ДО – семена непосредственно высевались на ДО и увлажнялись контрольной водой. Определяли показатели прорастания семян (энергия прорастания за 24 ч, всхожесть за 5 сут экспозиции) и показатели интенсивности начального роста семян за 5 сут, учитывали % недоразвитых проростков.

В качестве тест-организма при биотестировании нативных ДО использовали лабораторную культуру комара-звонца *Chironomus riparius* Meigen, 1804 [Ingersoll, Nelson, 1990]. Опыты проводили в двух повторностях в чашках Петри без смены среды. В каждую чашку помещали 30 г ДО и 30 личинок длиной 3–5 мм из одновозрастной популяции. В ходе эксперимента животных кормили суспензией кормовых дрожжей, которую добавляли по мере выедания. Токсичность ДО оценивали по изменению смертности, линейных размеров личинок *Ch. riparius* после 20-суточной экспозиции. Величина 20% была принята за естественный отход животных, гибель >20% считали проявлением токсического эффекта [Константинов, 1958 (Konstantinov, 1958)].

В опытах поддерживали оптимальные условия среды: температуру воды – 21±3°C, pH 7.5–8.0, растворенный кислород – на уровне насыщения, световой режим при освещении лампами дневного света – 16 ч свет: 8 ч ночь.

Контролем служили интактные тест-организмы, содержащиеся в лабораторных условиях с использованием отстоянной артезианской воды и илистого песка. В качестве контрольного грунта использовали ДО устья р. Сутки – притока Рыбинского водохранилища.

Данные представляли в виде средних значений и их ошибок ($\bar{x} \pm SE$). Достоверность различий оценивали методом дисперсионного анализа (ANOVA, LSD-тест) при уровне значимости $p \leq 0.05$ [Sokal, Rohlf, 1995]. При установлении корреляционных зависимостей между исследованными параметрами (значе-

ния которых не имели нормального распределения (Shapiro-Wilktest) использовали непараметрический коэффициент Спирмена ($rs, p < 0.05$).

раметрический коэффициент Спирмена ($rs, p < 0.05$).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Донные отложения, по сравнению с водой, более инертны по своим характеристикам, что позволяет исследовать долговременные процессы аккумуляции, трансформации и перераспределения загрязняющих веществ в них. Благодаря своей способности аккумулировать многие неорганические и органические соединения ДО представляют собой одновременно мощный фактор самоочищения и вторичного загрязнения водоема [Степанова, 2014 (Stepanova, 2014)]. Результаты биотестирования позволяют учесть не только токсичность смеси веществ, накопленных в ДО, но и отражают концентрации биологически доступных форм соединений.

Установлено, что ВВДО оз. Неро, отобранные в июне 2017 г., не оказывали токсиче-

ского действия на выживаемость цериодафний. Выживаемость рачков за 7 сут экспозиции составила 80–100%, что не превышало безвредный уровень токсичности ВВДО в хроническом эксперименте (20%) (табл. 1). Угнетающее действие на плодовитость цериодафний оказывали ВВДО, отобранные на станциях 4, 6а, 8, 11–12а, 13, 14 и 16. ВВДО ст. 6а влияла на среднее число пометов, не сказываясь на среднем количестве молоди, отрожденной 1 самкой. Максимальное угнетение плодовитости рачков зарегистрировано при их экспозиции в ВВДО, отобранной на ст. 12а – 60% от контроля. Таким образом, по показателю “плодовитость” ДО, отобранные на станциях 4, 6а, 8, 11–12а, 13, 14 и 16, можно отнести к слабозагрязненным, так как угнетение составило 25–40%.

Таблица 1. Действие водной вытяжки донных отложений оз. Неро на *Ceriodaphnia dubia* (июнь 2017 г.)

Table 1. Effect of the elutriate of bottom sediments of Lake Nero for *Ceriodaphnia dubia* (june 2017)

Станция Station	Гибель, %, 48 ч Mortality, %, 48 h	Гибель, %, 7 сут Mortality, %, 7 days	Среднее число пометов Average broods	Среднее количество молоди на 1 самку, экз Average of juvenile per female	Токсичность Пробы Samples toxicity
1	0	0	2.9	20.3±1.0	НТ
2	0	0	3.0	19.6±1.5	НТ
3	0	0	2.8	18.1±2.0	НТ
4	0	10	2.5	13.5±1.6*	ХТД
5	10	10	2.6	17.0±1.9	НТ
6	0	10	2.7	17.0±1.2	НТ
6а	0	10	2.1 *	15.9±2.2	ХТД
7	0	0	2.6	16.8±1.8	НТ
8	0	0	2.6	13.4±1.2*	ХТД
9	0	0	2.8	16.1±1.1	НТ
9а	0	0	2.7	19.7±1.6	НТ
10	0	0	2.7	15.6±1.1	НТ
10а	0	0	2.9	21.7±1.3	НТ
11	0	0	2.6	14.3±1.4*	ХТД
12	0	0	2.5	12.3±1.6*	ХТД
12а	0	20	2.5	12.0±1.5*	ХТД
12 б	0	10	2.9	17.7±1.7	НТ
13	0	0	2.8	13.8±1.0*	ХТД
14	0	0	3.0	14.9±0.9*	ХТД
15	0	0	2.9	17.2±1.0	НТ
16	0	0	2.7	13.8±0.8*	ХТД
Контроль Control	0	0	2.7	19.8±2.5	

Примечания. Здесь и в табл. 2–5: НТ – отсутствие токсичности, ХТД – хроническое токсическое действие, “*” – значение, достоверно ниже контрольного значения при $p = 0.05$, “***” – достоверно выше контрольного значения при $p = 0.05$.

Note. Here and in table 2–5: NT – no toxicity, CTD – chronic toxic effect, “*” – value significantly lower than the control value at $p = 0.05$, “***” – significantly higher than the control value at $p = 0.05$.

При биотестировании ВВДО на семенах кресс-салата *Lepidum sativum* установлено, что ВВДО станций 1, 3, 6, 7, 9–12б, 14–16 угнетала

более чем на 20% прорастание семян. При этом всхожесть не отличалась от контрольных значений, в отдельных случаях превышала их (табл. 2).

Таблица 2. Действие водной вытяжки донных отложений оз. Неро для *Lepidum sativum* (июнь 2017 г.)

Table 2. Effects of elutriate of bottom sediments of lake Nero for *Lepidum sativum* (june 2017)

Станция Station	Энергия прорастания, % Germination energy,%	Всхожесть, % Germination, %	Средняя длина проростка, мм Average length of seedling, mm	Средняя длина побега, мм Average length of shoot, mm	Средняя длина корня, мм Average length root mm	Соотношение побег/корень Ratio shoot / root	% недоразвитых проростков % immature seedlings	Токсичность пробы Samples toxicity
1	68.3	95.0	51.7±6.1*	13.6±1.6*	38.1±4.5*	0.4±0.0	1.7	ХТД
2	85.0	98.3	68.5±4.6	18.2±1.3	50.2±3.5	0.4±0.0	0	НТ
3	66.7	91.7	72.4±6.2	19.4±1.8	53.0±4.6	0.5±0.1	1.7	НТ
4	83.3	96.7	80.0±5.2	27.2±1.8	52.8±3.5	0.5±0.0	0	НТ
5	91.7	95.0	73.8±6.1	24.6±1.9	49.2±4.2	0.5±0.0	0	НТ
6	73.3	96.7	66.1±5.9	22.5±1.9	43.6±4.0*	0.5±0.0	0	ХТД
6a	78.7	90.2	55.6±5.3*	14.5±1.4*	41.1±4.0*	0.4±0.0	0	ХТД
7	61.7	100	43.7±4.6*	15.8±1.6*	27.9±3.1*	0.8±0.1**	0	ХТД
8	94.8	100	48.3±4.7*	18.5±1.8	29.8±3.0*	0.7±0.1**	0	ХТД
9	68.3	100	55.4±5.5*	18.7±1.8	36.7±3.9*	0.6±0.1	0	ХТД
9a	70.0	98.3	61.9±4.9*	16.7±1.4*	45.2±3.6*	0.5±0.2	0	ХТД
10	75.9	100	56.8±5.5*	17.1±1.7*	39.7±4.0*	0.4±0.0	0	ХТД
10a	61.7	91.7	48.5±4.4*	16.5±1.6*	32.1±2.8*	0.5±0.0	0	ХТД
11	74.6	100	64.3±6.1*	20.1±1.6	44.2±4.9*	0.6±0.1	0	ХТД
12	78.3	95.0	76.3±6.7	23.4±2.2	52.9±4.6	0.4±0.1	0	НТ
12a	55.9	96.6	39.6±4.6*	11.42±1.31*	28.2±3.4*	0.6±0.1	0	ХТД
126	62.7	96.6	65.1±5.0*	18.5±1.5	46.6±3.6*	0.4±0.0	0	ХТД
13	100.0	98.3	88.8±5.9	28.4±1.8**	60.4±4.3	0.7±0.1	0	НТ
14	61.0	98.3	58.9±6.7*	19.3±2.2	39.6±4.5*	0.9±0.4**	3.4	ХТД
15	71.7	96.7	63.7±5.9*	21.2±2.0	42.5±3.9*	0.6±0.2	1.7	ХТД
16	66.7	80.0	67.5±6.1	21.8±1.9	45.7±4.3*	0.8±0.2**	0	ХТД
Контроль Control	90.2	95.1	80.9±4.4	22.6±1.4	58.4±3.2	0.4±0.0	0	

Для станций 1, 7–11, 12а, 12б, 14 и 15 отмечена достоверно более низкая длина проростка по сравнению с контрольными значениями. Снижение составило 20–45%. Средние значения длины побега ниже контрольных зарегистрированы на станциях 1, 6а, 7, 9а–10а и 12а. В большей степени ВВДО влияли на длину корня, подавляюще действуя на него, на станциях 1, 6а–11, 12а–15. При экспонировании семян в ВВДО максимальный процент (3.4%) недоразвитых проростков зафиксирован на станциях 14, для станций 1, 3 и 15 он составил 1.7%.

Полученные нами данные по проценту недоразвитых проростков семян кресс салата согласуются с данными других авторов. Так, изучение влияния воды оз. Неро на пространственное распределение пролиферативной активности меристемы лука *Allium cepa* (Linnaeus) показало, что на всех исследованных станциях во все изученные сроки митотический индекс снижен относительно контрольного уровня [Прохорова и др., 2008 (Prokhorova et al., 2008)]. Максимальное снижение отмечается на станциях 3 и 8, которые подвержены антропогенному влиянию г. Ростова. Таким образом, к наиболее неблагоприятным станциям по токсикологическим показателям ВВДО относятся станции 5, 8, 11, 12а, 14 и 16 (рис. 1), где зарегистрирована токсичность по обоим тест-объектам.

Анализ токсичности только водной вытяжки дает одностороннее представление о токсичности донных отложений, в частности, только растворимых фракций загрязняющих веществ. Следует обязательно изучать непосредственное влияние нативных (неизмененных) ДО на живые организмы. Для этих целей необходим поиск экологически адекватных тест-объектов. С одной стороны, это должны быть обитатели различных биотопов: представители эпи- и эндобентоса, с другой – организмы различных трофических уровней.

При биотестировании цельного грунта на семенах кресс-салата *Lepidum sativum* в июне 2017 г. установлено, что энергия прорастания семян при экспозиции на грунтах, отобранных на станциях 2, 6а, 11 и 15, более чем на 40% превышала таковую в контроле (табл. 3). 100% всхожесть семян зарегистрирована на ст. 3, минимальная всхожесть 62.8% – на ст. 9а. По показателю “всхожесть” грунты, отобранные на станциях 2, 4–6, 7, 8, 9а, 12–14 и 16, относятся к слабозагрязненным: всхожесть семян не достигала 90%. Для всех анализируемых станций длина проростка при экспонировании семян в ВВДО была достоверно ниже контрольных значений (рис. 2).

Анализ средних значений длин побегов показал, что все исследованные грунты тормо-

зили рост побегов: угнетение составляло от 30 до 86%. Статистически значимое подавление роста корней также зарегистрировано при экспозиции семян на всех исследованных грунтах, снижение составляло 20–90% (табл. 3). Максимальная длина побега отмечена на ст. 11, корня – на ст. 10, максимальное число недоразвитых проростков – на станциях 14, 10а и 8. Таким образом, все исследованные пробы обладали в той или иной степени фитотоксическим эффектом.

При биотестировании цельного грунта в июне 2017 г. на личинках комара звонца *Chironomus riparius* отмечена максимальная гибель 77.5 и 57.5% при экспонировании на грунтах, отобранных на станциях 15 и 16 соответственно (табл. 4). Гибель личинок, превышающая допустимый методикой 20% уровень, зарегистрирована на станциях 4, 5, 9–12а и 13.

Достоверное уменьшение линейных размеров тест-организмов наблюдали на станциях 1–6, 11, 12а–13. При высокой элиминации личинок, экспонированных на грунтах станций 15 и 16, линейные размеры выживших не отличались от контрольных значений. Таким образом, только донные отложения, отобранные на станциях 14 не обладали хроническим токсическим действием для личинок хирономид (рис. 2).

При биотестировании нативного грунта, отобранного послойно в августе 2017 г. На ст. 4 (слой 0–40 см), 7 (слой 0–70 см), 15 (слой 0–70 см) зарегистрирована гибель личинок, достоверно превышающая допустимый методикой 20% уровень (табл. 5). Достоверное уменьшение линейных размеров тела личинок, установлено при их экспозиции на всех слоях станций, за исключением верхнего 10 см слоя керна ст. 5.

Для станций 7 и 15 отмечена тенденция увеличения токсичности по слоям: длина личинок уменьшается с увеличением слоя керна. Известно, что наиболее активным, непосредственно участвующим в обменных процессах с поровыми и придонными водами является верхний (0–10 см) слой донных отложений. В зависимости от гидрологического сезона в нем могут преобладать либо окислительные, либо восстановительные условия, которые, в свою очередь, определяют формы нахождения ТМ, а, следовательно, и их биодоступность для бентосных организмов [Папина, 2001 (Papina, 2001)].

В нашем случае увеличение послойной токсичности скорее всего связано с влиянием сточных вод промышленных предприятий: напротив ст. 7 – “Рольма”, ст. 15 – “Русь-квас”. Таким образом, все анализируемые станции относятся к неблагоприятным по токсикологическим показателям нативных ДО.

Таблица 3. Действие нативных донных отложений оз. Неро на *Lepidum sativum* (июнь 2017 г.)

Table 3. Effect of native bottom sediments of lake Nero for *Lepidum sativum* (june 2017)

Станция Station	Энергия прорастания, % Germination energy,%	Всхожесть, % Germination, %	Средняя длина проростка, мм Average length of seedling, mm	Средняя длина побега, мм Average length of shoot, mm	Средняя длина корня, мм Average length of root mm	Соотношение побег/корень Ratio shoot / root	% недоразвитых проростков % immature seedlings	Токсичность пробы Samples toxicity
1	18	96.7	19.8±3.4*	9.9±1.8*	9.8±1.6*	0.9±0.2	10.3	ХТД
2	52	72.4	43.±3.4*	16.2±1.3*	27.1±2.4*	0.7±0.1	0	ХТД
3	19	100.0	17.8±2.8*	8.6±1.6*	9.2±1.4*	0.8±0.1	3.7	ХТД
4	30	70.4	35.5±4.1*	17.6±2.1*	17.5±2.3*	1.3±0.2*	0	ХТД
5	16	75.5	8.2±2.1*	4.0±1.1*	4.2±1.1*	1.2±0.4	8.9	ХТД
6	38	66.1	33.8±3.4*	14.7±1.6*	19.1±2.0*	0.7±0.1	0	ХТД
6a	52	96.7	50.9±3.8*	22.3±1.7*	28.6±2.2*	0.8±0.1	0	ХТД
7	33	84.5	22.5±2.9*	11.5±1.5*	10.9±1.4*	1.2±0.2	0	ХТД
8	40	73.3	30.1±3.4*	15.6±1.8*	14.5±1.7*	1.3±0.2*	11.9	ХТД
9	40	95.0	30.3±3.7*	14.7±1.7*	15.6±2.1*	1.1±0.2	8.3	ХТД
9a	15	62.8	23.6±4.8*	12.9±2.5*	10.7±2.5*	1.9±0.4	7.0	ХТД
10	48	94.4	51.7±4.3*	22.2±1.8*	29.5±2.6*	0.8±0.1	0	ХТД
10a	25	94.7	14.1±2.7*	7.2±1.4*	6.9±1.4*	0.8±0.1	14.0	ХТД
11	51	98.3	40.2±2.6*	21.3±1.6*	18.9±1.3*	1.3±0.1	0	ХТД
12	48	89.1	50.4±3.5*	23.3±1.9*	27.1±1.8*	0.8±0.1	0	ХТД
12a	32	80.7	28.0±3.8*	12.9±1.7*	15.1±2.1*	0.9±0.1	3.5	ХТД
12б	47	72.9	47.0±4.7*	20.9±2.3*	26.1±2.5*	0.9±0.1	0	ХТД
13	33	83.1	34.6±4.0*	15.4±1.9*	19.2±2.3*	0.8±0.1	5.1	ХТД
14	36	82.5	33.8±3.3*	17.1±1.8*	16.7±1.7*	1.0±0.1	5.3	ХТД
15	51	96.7	36.1±2.5*	17.4±1.3*	18.7±1.3*	0.9±0.1	0	ХТД
16	30	72.9	30.7±4.0*	12.7±1.5*	18.0±2.5*	1.2±0.2	13.6	ХТД
Контроль Control	10	96.7	69.4±1.5	31.6±0.8	37.8±1.0	0.9±0.0	0	

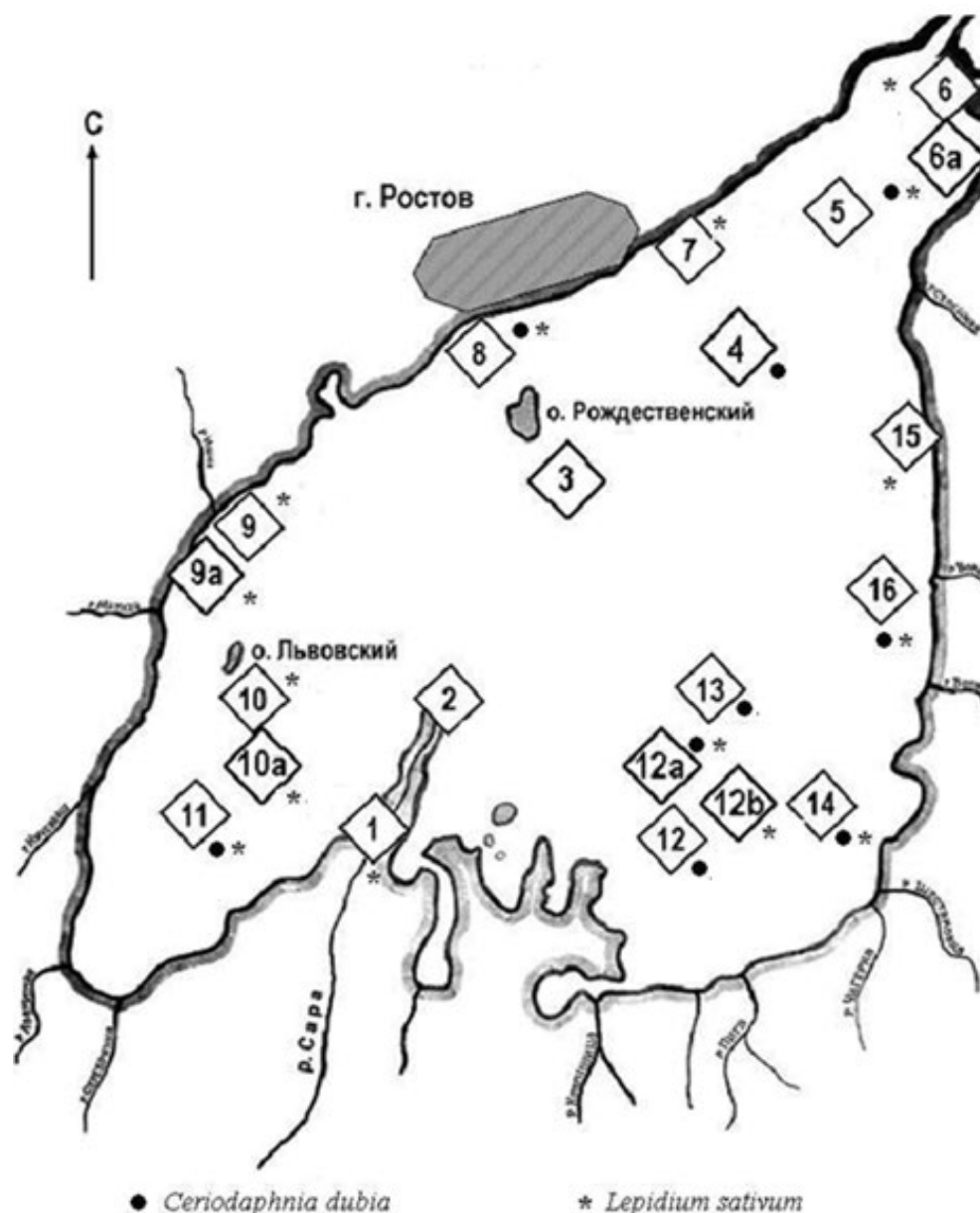


Рис.1. Карта-схема расположения станций отбора проб с выявленной токсичностью водной вытяжки донных отложений оз. Неро для различных тест-объектов.

1 – р. Сара ниже пос. Поречье-Рыбное; 2 – устье р. Сара; 3 – о. Рождественский; 4 – разрез “Кремль” – с. Угодичи; 5 – против места добычи сапропеля; 6 – исток р. Векса; 6а – урез воды вблизи истока р. Векса; 7 – литораль против предприятия “Рольма”; 8 – литораль против предприятия “Русь-квас”; 9 – против устья р. Ишня; 9а – вблизи устья р. Ишня, в 10–15 м от берега; 10 – о. Львовский; 10а – Левский залив; 11 – южная часть Левского залива; 12 – заросшая литораль Воржинского залива; 12а – Воржинский залив, заросли камыша; 12б – Воржинский залив, заросли тростника; 13 – напротив с. Воржа; 14 – заросшая литораль в глубине Воржинского залива; 15 – литоральная зона против с. Угодичи; 16 – литораль против с. Борисовское.

Fig. 1. Map of the location of sampling stations with detected toxicity of elutriate of bottom sediments of lake Nero for various test objects.

1 – river Sara below the village Porechye-Rybnoye; 2 – mouth of the river Sara; 3 – island Rozhdestvenskiy; 4 – section “Kremlin” – village Ugodichi; 5 – opposite the sapropel extraction site; 6 – the source of the river Veksa; 6a – water edge near the source of the river Veksa; 7 – littoral against the Rolma enterprise; 8 – littoral against the Rus-Kvass enterprise; 9 – opposite the mouth of the river Ishnya; 9a – near the mouth of the river Ishnya, 10–15 m from the coast; 10 – island Lvovskij; 10a – Levsky Bay; 11 – southern part of the Levsky Bay; 12 – overgrown littoral of Vorzhinsky Bay; 12a – Vorzhinsky Bay, thickets of reeds; 12b – Vorzhinsky Bay, reed thickets; 13 – opposite river Vorzh; 14 – overgrown littoral in the depths of Vorzhinsky Bay; 15 – littoral zone opposite the village Ugodichi; 16 – littoral against village Borisovskoe.

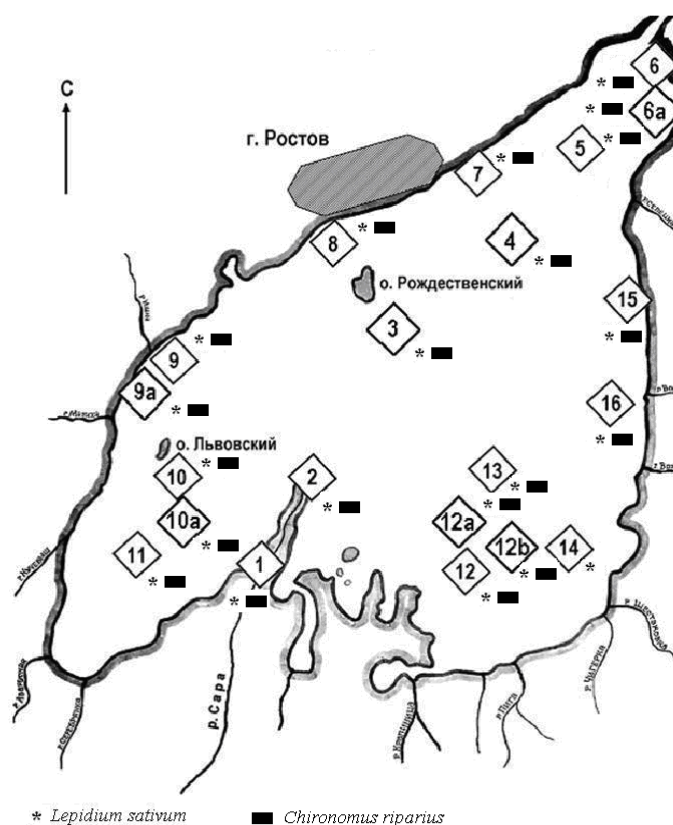


Рис. 2. Карта-схема расположения станций отбора проб с выявленной токсичностью нативного грунта оз. Неро для различных тест-объектов. Примечание: станции см. рис. 1.

Fig. 2. Map of the location of sampling stations with detected toxicity of native bottom sediments of Lake Nero for various test object. Note: the station, see fig. 1.

Таблица 4. Действие нативных донных отложений на личинок *Chironomus riparius* (июнь 2017 г.)

Table 4. Effect of native bottom sediments for larvae of *Chironomus riparius* (june 2017)

Станции Station	Гибель, 14 сут, % Mortality, 14 days, %	Линейные размеры, мм Length, mm	Токсичность пробы Samples toxicity
1	0	6.8±0.28*	ХТД
2	0	6.6±0.23*	ХТД
3	30	7.3±0.47*	ХТД
4	37.5	7.3±0.36*	ХТД
5	27.5	6.9±0.35*	ХТД
6	0	6.4±0.20*	ХТД
6a	0	5.7±0.30*	ХТД
7	0	8.5±0.33*	ХТД
8	0	7.7±0.27*	ХТД
9	35	9.2±0.19	ХТД
9a	37.5	8.6±0.29	ХТД
10	25	8.8±0.31	ХТД
10a	37.5	8.8±0.25	ХТД
11	40	7.5±0.36*	ХТД
12	45	8.6±0.33	ХТД
12a	40	7.9±0.28*	ХТД
12b	7.5	7.8±0.26*	ХТД
13	55	7.7±0.41*	ХТД
14	10	9.1±0.29	НТ
15	77.5	8.2±0.36	ХТД
16	57.5	10.1±0.28	ХТД
Контроль Control	5	9.3±0.15	

Таблица 5. Действие цельного грунта (керна) на личинок хирономид *Chironomus riparius* (август 2017 г.)**Table 5.** Whole soil (core) effect for larvae *Chironomus riparius* (august 2017)

Станции Station	Слой керна, см Core layer, cm	Гибель, % Mortality, %,	Линейные размеры, мм Length, mm	Токсичность пробы Samples toxicity
4	0–10	50	8.0±0.32*	ХТД
	30–40	27.5	7.24±0.31*	ХТД
	70–80	20	8.06±0.22*	ХТД
5	0–10	0	10.5±0.16	НТ
	30–40	20	5.8±0.15*	ХТД
	60–70	15	8.2±0.23*	ХТД
7	0–10	32.5	7.9±0.34*	ХТД
	40	22.5	6.0±0.24*	ХТД
	80	67.5	6.0±0.34*	ХТД
15	0–10	25	9.2±0.29*	ХТД
	30–40	45	7.4±0.37*	ХТД
	60–70	37.5	5.7±0.20*	ХТД
Контроль Control		0	10.0±0.12	

Хроническое токсическое действие ВВДО для цериодафний и семян кресс-салата свидетельствует о том, что водорастворимые вещества присутствуют в ДО в количествах выше уровней, способных оказать токсическое действие на водные организмы. Токсичность цельного грунта указывает на наличие в ДО водонерастворимых соединений в количествах, вызывающих токсические эффекты у тест-объектов.

Сравнивая результаты биотестирования, можно заключить следующее: к наиболее неблагоприятным станциям по токсикологическим показателям относятся станции 6, 8, 11, 12а, 14 и 16, на которых зарегистрирована токсичность как для водной вытяжки, так и для цельного грунта для двух тест-организмов. Несмотря на все свои преимущества, метод биотестирования имеет и существенный недостаток – он позволяет оценить только общую токсичность исследуемых проб воды и донных отложений. Проблема биологической полноценности водной среды как среды обитания водных организмов тесно связана с проблемой химической безопасности воды поверхностных водных объектов как источников питьевого водоснабжения.

Для оз. Неро характерно его переполнение и затопление прилегающих территорий в период половодья из-за недостаточной пропускной способности озера. Что в свою очередь приводит к диффузному переносу загрязняющих веществ, в частности сточных вод предприятий пищевой промышленности и неканализованного стока с городской территории [Литвинов, 2017 (Litvinov, 2017)]. В вегетационный период для неглубокого оз. Неро характерно активное ветровое перемешива-

ние водных масс придонного слоя [Бикбулатов и др., 2003 (Bikbulatov et al., 2003); Состояние экосистемы..., 2008 (Sostoyanie ekosistemy..., 2008)]. Вторичное загрязнение воды при нарушении целостности донных отложений представляет потенциальную опасность. В случае содержания в донных отложениях высоких уровней растворимых загрязняющих веществ, которые могут активно переходить в водную фазу, возникает опасность вторичного загрязнения воды, о чем свидетельствует и токсичность водной вытяжки донных отложений. Наиболее вероятными вторичными загрязнителями оз. Неро будут тяжелые металлы, мышьяк и нефтепродукты. Высокогидрофобные соединения, такие как ПХБ, ДДТ, ГХЦГ, ГХБ и большая часть ПАУ, прочно связаны с органическим веществом донных отложений и не поступают в воду. При оценке экологического благополучия водоемов возникает множество трудностей, связанных с их многокомпонентностью, сложностью взаимодействия отдельных элементов, разнообразием протекающих процессов, значительной изменчивостью состава воды и донных отложений под влиянием естественных факторов и антропогенных нагрузок, различием условий использования и т.д. Методами математического анализа, в частности, корреляционного, возможно установить зависимости токсических эффектов от содержания загрязняющих веществ в ДО. Однако, такие корреляции имеет определенные ограничения, в том числе: 1) соединения, вызывающие наблюдаемую токсичность, могут быть не включены в список исследованных веществ; 2) уровни содержания токсичных веществ могут варьироваться; 3) трудности в оценке био-

доступности загрязняющих веществ; и 4) возможные взаимодействия (например, синергетические, антагонистические, или аддитивные эффекты) могут не приниматься во внимание [Wang et al., 2010]. В этом случае результаты биотестирования могут оказаться более адекватными, чем корреляции, потому что они оценивают токсичность на основе биологических параметров и указывают на потенциальное неблагоприятное воздействие на водные организмы; однако биотесты не проясняют, какое именно вещество вызывает наблюдаемую токсичность [Montero et al., 2013]. Проведенный корреляционный анализ выявил связь между некоторыми гидрохимическими показателями и биологическими па-

раметрами тест-организмов при биотестировании ДО (табл. 6). Эти результаты дают основание утверждать, что концентрации загрязняющих веществ в ДО в большей степени влияют на изменение биологических параметров личинок хирономид, чем на ростовые показатели кресс-салата. Отмечены достоверные корреляции изменения длины личинок хирономид в зависимости от содержания растительных пигментов, которое можно рассматривать как остаточное количество новообразованного органического вещества в ДО. Т.е. присутствие зеленых пигментов замедляет рост личинок *Chironomus riparius* в высокоэвтрофном озере.

Таблица 6. Корреляционные связи между гидрохимическими показателями и биологическими параметрами тест организмов при биотестировании ДО

Table 6. Correlation between hydrochemical and biological parameters of test organisms during biotesting of bottom sediments

Биологические параметры тест-организмов Biological parameters test organisms	Коэффициент корреляции по Спирмену при $p < 0.05$ Coefficient of correlation by Spearman, $p < 0.05$
Гибель <i>Ch. riparius</i> , 14 сут, %	нафталин (-0.900), аценафтилен (-0.900), флуорен (-0.900), фенантрен (-0.900), хризен (-0.900), бенз(b+j+k)флуорантен (-0.900), сумма 16 ПАУ (-0.900), Cl ⁻ (-0.947), хлорофилл а (-0.468), феопигменты (0.468)
Линейные размеры <i>Ch. riparius</i> , мм	бенз(а)антрацен (-0.900), частицы d 0.2–0.1 мм (-0.469), частицы d 0.05–0.01 мм (0.508), хлорофилл а (-0.458), феопигменты (0.458)
Энергия прорастания <i>Lepidum sativum</i> , %	NH ⁴⁺ (-0.812), Cl ⁻ (0.975), P (-0.452)
Всхожесть <i>Lepidum sativum</i> , %.	SO ₄ ²⁻ (-0.975)
Длина проростка <i>Lepidum sativum</i> , мм	P (-0.447)
Средняя длина побега <i>Lepidum sativum</i> , мм	ОВ (0.448), Cd (0.477), E480/1.7E665к* (-0.437)
Средняя длина корня <i>Lepidum sativum</i> , мм	сумма ДДТ и его метаболитов (0.829), SO ₄ ²⁻ (0.900), P (-0.487)

Примечания. *E480/1.7E665к показатель состояния пигментного комплекса – соотношение между концентрациями желтых и зеленых пигментов, феопигменты – продукт распада хлорофилла а [Сигарева и др., 2019 (Sigareva et al., 2019)]. ОВ – органическое вещество [Законнов и др, 2020 (Zakonnov et al, 2020)], ПАУ, ДДТ [Отчет..., 2017 (Report..., 2017)].

Note. *E480/1.7E665к indicator of the state of the pigment complex – the ratio between the concentrations of yellow and green pigments, pheopigments – the decay product of chlorophyll a (Sigareva et al., 2019). OM – organic matter (Zakonnov et al, 2020), PAH, DDT (Report..., 2017).

Подобные зависимости отмечены и для водохранилищ р. Волги [Томила и др., 2017 (Tomilina et al., 2017)]. Зарегистрированы отрицательные корреляционные связи между содержанием ПАУ и СОЗ в донных отложениях с гибелью и линейными размерами личинок хирономид. Для ДО Рыбинского водохранилища отмечено, что даже невысокие концентрации ПХБ ведут к нарушению нормального течения морфогенеза, появлению особей с деформациями структур ротового аппарата, что

может вызывать снижение жизнеспособности как отдельных организмов, так и популяции хирономид в целом [Tomilina et al., 2011].

Для средней длины побега кресс салата обнаружена положительная корреляционная связь с содержанием органического вещества в ДО. Известно, что органические вещества повышают активность всех клеток растения. В результате, возрастает энергия клетки, улучшаются физико-химические свойства протоплазмы, интенсифицируется обмен веществ,

фотосинтез и дыхание растений. Как следствие, ускоряется деление клеток, а значит, происходит улучшение общего роста растения. Увеличение биомассы растения и активизация обмена веществ ведет к усилению фотосинтеза и накоплению растениями углеводов [Минеев, 2004 (Mineev, 2004)]. Кроме того, присутствие в тестируемой пробе органического вещества может снижать токсичность тяжелых металлов для гидробионтов. Повышенное содержание биогенов в ДО может угнетать энергию прорастания и длину проростков кресс салата. Известно, что избыток хлора отрицательно влияет на поглощение культурами анионов, прежде всего азота и фосфора [Сидорова, 2009 (Sidorova, 2009)].

Для оценки состояния водоемов используется ограниченное количество доступных

показателей. Данные о токсичности ДО – необходимая составляющая в общей оценке состояния водной экосистемы [Степанова и др., 2004 (Stepanova et al., 2004)]. Для природных водоемов характерна чрезвычайная вариабельность уровней загрязняющих веществ во времени и пространстве, которая может зависеть от множества факторов: сезонности, уровня паводка, гидрологических и морфометрических характеристик водоема и его водосбора и т.д. Таким образом, ДО, накапливая сведения о круговороте веществ в водных экосистемах, служат важным источником информации об условиях, существующих на водосборе и непосредственно в водоеме, и позволяют судить о состоянии водоема в целом.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Токсичность донных отложений для гидробионтов является более опасной, чем токсичность воды, поскольку она проявляется в течение более длительного времени, что и подтверждают результаты наших исследований. Так к наиболее неблагоприятным станциям по токсикологическим показателям относятся станции 6, 8, 11, 12а, 14 и 16, приуроченные к его северной части, подверженной воз-

действию бытовых и промышленных стоков г. Ростова, а также поверхностного стока с сельскохозяйственных угодий и крупных автомагистралей. Проведенный корреляционный анализ показал, что концентрации загрязняющих веществ в ДО в большей степени влияют на изменение биологических параметров личинок хирономид, чем на ростовые показатели кресс-салата.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы выражают благодарность В.В. Законнову и А.И. Цветкову за отбор проб донных отложений.

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации “Физиолого-биохимические и иммунологические реакции гидробионтов под действием биотических и абиотических факторов окружающей среды” (№ г/р АААА-А18-118012690123-4) и при частичной поддержке Программы РАН “Биоразнообразие природных систем. Биологические ресурсы России: оценка состояния и фундаментальные основы мониторинга”, а также в рамках НИР Комплекс мероприятий по анализу состояния озера Неро и необходимости проведения работ по его комплексной экологической реабилитации.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бакаева Е.Н., Никаноров А.М., Игнатова Н.А. Место биотестовых исследований донных отложений в мониторинге водных объектов // Вестник Южного научного центра. 2009. № 2. Т. 5. С. 84–94.
- Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Литвинов А.С., Поддубный С.А. Гидрология и гидрохимия озера Неро. Рыбинск: Изд-во ОАО “Рыбинский Дом печати”, 2003. 192 с.
- Даувальтер В.А., Кашулин Н.А. Долговременные изменения химического состава донных отложений озера Имандра в зоне влияния Кольской атомной станции // Труды Кольского научного центра. 2013. № 3 (16). С. 6–35.
- Законнов В.В., Поздняков Ш.Р., Игнатьева Н.В., Цветков А.В., Законнова А.В. Характеристика сапропеля озера Неро // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2020. Вып. 91(94) (настоящий сборник).
- Литвинов А.С. Экологические условия в озере Неро в XXI веке // Водные ресурсы: Новые вызовы и пути решения. Сб. научн. трудов. ИВВ РАН, 2017. С. 374–378.
- Константинов А.С. Биология хирономид и их разведение // Тр. Саратовского отд. 1958а. Т. 5. С. 87–112.
- Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности изменению плодовитости цериодафний. Федеральный реестр (ФР). ФР 1.39.2007.03221. М.: АКВАРОС. 2007. 56 с.
- Методика определения токсичности питьевых, грунтовых, поверхностных и сточных вод, растворов химических веществ по измерению показателей всхожести, средней длины и среднего сухого веса, проростков семян кресс-салата (*Lepidium sativum*) // ПНД Ф Т 14.1:2.4.19–2013. М., 2013.

- Минеев В.Г. Агрохимия. М.: МГУ, Издательство “КолосС”, 2004. 720 с.
- Могутова О.Б., Красотина Т.С., Прохорова И.М., Гогитадзе Ю.В. Изучение генотоксичности сапропеля озера Неро с использованием различных тест-систем и объектов // Материалы докладов межвузовской научно-практической конференции 1 часть. Ярославль: ЯГСХА, 1997. С. 87–89.
- ООПТ памятник природы “Озеро Неро” <http://oopt.aari.ru/oopt/%D0%9E%D0%B7%D0%B5%D1%80%D0%BE-%D0%9D%D0%B5%D1%80%D0%BE>
- Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. 495 с.
- Отчет о научно-исследовательской работе “Комплекс мероприятий по анализу состояния озера Неро и необходимости проведения работ по его комплексной экологической реабилитации» // Государственный контракт от 22 июня 2017 года № 19 на выполнение научно-исследовательских работ в целях обеспечения восстановления и экологической реабилитации водных объектов (природоохранных мероприятий) в рамках региональной программы «Развитие водохозяйственного комплекса Ярославской области в 2013–2020 годах”. Санкт-Петербург, 2017. 458 с.
- Папина Т.С. Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода – взвешенное вещество – донные отложения речных экосистем. Аналитический обзор. ГПНТБ СО РАН. Серия. Экология. ИВЭП СО РАН: Новосибирск, 2001. Вып. 62. 58 с.
- Прохорова И.М., Ковалева М.И., Фомичева А.Н., Бабаназарова О.В. Пространственная и временная динамика мутагенной активности воды оз. Неро // Биол. внутр. вод. 2008. прил. к журн. № 2. С. 17–24.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А., Законнов В.В., Русанов А.Г., Игнатъева Н.В., Поздняков Ш.Р. Признаки естественного эвтрофирования мелководного оз. Неро по осадочным пигментам // Биология внутренних вод. 2019. № 4–2. С. 27–35.
- Сидорова Л.В. Влияние техногенного засоления на фитотоксичность почвы // Вестник ОГУ. 2009. № 6 (100) С. 611–612.
- Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века. М.: Наука. 2008. 407 с.
- Степанова Н.Ю., Латыпова В.З., Яковлев В.А. Экология Куйбышевского водохранилища: донные отложения, бентос и бентосоядные рыбы. Казань: Изд-во АН Республики Татарстан, 2004. 228 с.
- Степанова Н.Ю. Обзор существующих подходов к нормированию качества донных отложений // Успехи современной биологии. 2014. Т. 134. № 6. С. 605–613.
- Томилина И.И., Гапеева М.В., Ложкина Р.А. Оценка качества воды и донных отложений каскада водохранилищ реки Волга по показателям токсичности и химического состава // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2018. Вып. 81(84). С. 107–131
- Фомин Г.С., Фомин А.Г. Почва. Контроль качества и экологической безопасности по международным стандартам: Справочник. М.: Протектор. 2001. 304 с.
- Щербань Э.П., Арсан О.М., Шаповал Т.Н., Цветкова А.М., Пищолка Ю.К., Кукля И.Г. Методика получения водных вытяжек из донных отложений для их биотестирования // Гидробиол. журн. 1994. Т. 30. № 4. С. 100–111.
- Ingersoll C. G., Nelson M. K. Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera) // Aquatic Toxicology and Risk Assessment. 1990. Vol. 13. P. 93–109.
- Montero N., Belzunze-Segarra M.J., Gonzalez J.L., Menchaca I., Garmendia J.M., Etxebarria N., Nieto O., Franco J. Application of toxicity identification evaluation (TIE) procedures for the characterization and management of dredged harbor sediments // Mar. Pollut. Bull. 2013. Vol. 71 (1–2). P. 259–268.
- Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test // Environ. Toxicol. Chem. 1984. Vol. 3. P. 425–434.
- Sokal R.R., Rohlf F.J. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. N.Y.: W.H. Freeman and Comp., 1995. 887 p.
- Tomilina I.I., Grebenyuk L.P., Chuiko G.M. Toxicological and teratogenic assessment of bottom sediments from the Rybinsk reservoir // Inland Water Biology, 2011, Vol. 4, № 3, pp. 373–382.
- Wang D., Wang Y., Shen L. Confirmation of combinational effects of calcium with other metals in a paper recycling mill effluent on nematode lifespan with toxicity identification evaluation method // J. Environ. Sci. 2010. Vol. 22 (5). P. 731–737.

REFERENCES

- Bakaeva E.N., Nikanorov A.M., Ignatova N.A. The place of biotest studies of bottom sediments in the monitoring of water bodies. *Vestnik Yuzhnogo nauchnogo centra RAN*, 2009, vol. 5, no. 2. pp. 84–93. (In Russian)
- Bikbulatov E.S., Bikbulatova E.M., Litvinov A.S., Poddubny S.A. Hydrology and hydrochemistry of Lake Nero. Rybinsk, OAO “Rybinskij Dom pečati”, 2003. 192 p. (In Russian)
- Dauvalter V.A., Kashulin N.A. Long-term changes in the chemical composition of the Imandra lake sediments within the zone of waste water influence of the Kola Nuclear Power Plant. *Trudy Kol'skogo nauchnogo centra*. 2013. Vol. 3 (16). pp. 6–35. (In Russian)
- Fomin G.S., Fomin A.G. The soil. Quality Control and Environmental Safety by International Standards: A Guide. M.: Protektor. 2001. 304 p. (In Russian)
- Ingersoll C.G., Nelson M.K. Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera). *Aquatic Toxicology and Risk Assessment*, 1990, vol. 13, pp. 93–109.

- Konstantinov A.S. Biology of chironomids and their breeding. *Tr. Saratovskogo otd.*, 1958a, bd. 5, pp. 87–112. (In Russian)
- Litvinov A.S. Environmental conditions in lake Nero in the XXI century. *Vodnye resursy: Novye vyzovy i puti resheniya* [Water resources management: New challenges and solutions]. Sb. nauchn. trudov. IVP RAN. 2017. pp. 374–378. (In Russian)
- Mineev V.G. *Agrochemistry*. M.: MGU “KolosS”, 2004, 720 p. (In Russian)
- Mogutova O.B., Krasotina T.S., Prokhorova I.M., Gogitadze Yu.V. The study of the genotoxicity of the sapropel of lake Nero using various test systems and objects. *Materialy dokladov mezhvuzovskoy nauchno-prakticheskoy konf. I chast'* [Materials of reports of the interuniversity scientific and practical conference. 1 part]. Yaroslavl': YAGSKHA, 1997, pp. 87–89. (In Russian)
- Montero N., Belzunce-Segarra M.J., Gonzalez J.L., Menchaca I., Garmendia J.M., Etxebarria N., Nieto O., Franco J. Application of toxicity identification evaluation (TIE) procedures for the characterization and management of dredged harbor sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 2013. vol. 71 (1–2), pp. 259–268. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.01.038
- Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1984, vol. 3, pp. 425–434.
- Opredelitel' zooplanktona i zoobentosa presnykh vod Evropejskoj Rossii. T. 1. Zooplankton* [Key to zooplankton and zoobenthos of fresh water in European Russia. Vol. 1. Zooplankton]. M.: Tovarishestvo nauchnykh izdanij KMK, 2010. 495 p. (In Russian)
- Papina T.S. Transport and distribution features of heavy metals in the series: water – suspended matter – bottom sediments of river ecosystems. Analytical review. *SPSTL SB RAS. Series. Ecology. IVEP SB RAS, Novosibirsk*, 2001, vol. 62, 58 p. (In Russian)
- Prokhorova I.M., Kovaleva M.I., Fomicheva A.N., Babanazarova O.V. Spatial and temporal dynamics of mutagenic activity of lake water Nero. *Inland Water Biology. adj. to the journal*. 2008. no. 2. pp. 17–24. (In Russian)
- Sergeev M. A., Davydenko L. V. Soil biotesting on watercress seedlings. *Young scientist*, 2016, vol. 5, pp. 68–71. (In Russian)
- Shcherban E.P., Arsan O.M., Shapoval T.N., Tsvetkova A.M., Pishchotka Yu.K., Kuklya I.G. Methods of obtaining aqueous extracts from bottom sediments for their bioassay. *Hydrobiological journal*, 1994, vol. 30, no. 4, pp. 100–111.
- Sidorova L.V. The influence of technogenic salinization on phytotoxicity of the soil. *VESTNIK OGU*, 2009. vol. 6 (100) pp. 611–612. (In Russian)
- Sigareva L.E., Timofeeva N.A., Zakonnov V.V., Rusanov A.G., Ignatyeva N.V., Pozdnyakov Sh.R. Signs of natural eutrophication of shallow lake Nero for sedimentary pigments. *Inland Water Biology*. 2019. vol. 4–2. pp. 27–35. DOI: 10.1134/S0320965219060147 (In Russian)
- Sokal R.R., Rohlf F.J. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. N.Y.: W.H. Freeman and Comp., 1995, 887 p.
- SPNA natural monument lake Nero. Available at: <http://oopt.aari.ru/oopt/%D0%9E%D0%B7%D0%B5%D1%80%D0%BE-%D0%9D%D0%B5%D1%80%D0%BE> (In Russian)
- Stepanova N.Yu. Overview of existing approaches to standardizing the quality of bottom sediments. *Advances in modern biology*. 2014, vol. 134, no. 6. pp. 605–613. (In Russian)
- Stepanova N.Yu., Latypova V.Z., Yakovlev V.A. Ecology of the Kuibyshev Reservoir: bottom sediments, benthos and benthos-eating fish. Kazan': Izd. AN Respubliki Tatarstan, 2004. 228 p. (In Russian)
- The methodology for determining the toxicity of drinking, ground, surface and wastewater, chemical solutions for measuring germination rates, average length and average dry weight, seedlings of watercress (*Lepidium sativum*)). //PND F T 14.1:2:4.19–2013. Moscow. 2013. (In Russian)
- The methodology for determining the toxicity of water and water extracts from soils, sewage sludge, waste by mortality, changes in the fecundity of ceriodaphnia. Federal'nyj reestr (FR). FR 1.39.2007.03221. Moscow. Akvaros. 2007. 56 p. (In Russian)
- The state of the ecosystem of Lake Nero at the beginning of the XXI century. Moscow, Nauka, 2008. 406 p. (In Russian).
- Tomilina I.I., Gapeeva M.V., Lozhkina R.A. Assessment of water quality and bottom sediments of the cascade of reservoirs of the Volga river according to toxicity and chemical composition. *Trudy IBVV RAN*. 2018. vol. 81(84). pp. 107–131. DOI: 10.24411/0320-3557-2018-1-0015 (In Russian)
- Tomilina I.I., Grebenyuk L.P., Chuiko G.M. Toxicological and teratogenic assessment of bottom sediments from the Rybinsk reservoir. *Inland Water Biology*. 2011. vol. 4, no. 3, pp. 373–382. DOI: 10.1134/S1995082911030187
- Wang D., Wang Y., Shen L. Confirmation of combinational effects of calcium with other metals in a paper recycling mill effluent on nematode lifespan with toxicity identification evaluation method. *J. Environ. Sci.* 2010, vol. 22 (5). pp. 731–737.
- Zakonnov V.V., Pozdnyakov Sh. R., Ignatyeva N.V., Tsvetkov A.V., Zakonnova A.V. Description of the sapropel of Lake Nero. *Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS*, 2020, issue 91(94). (In Russian)

TOXICOLOGICAL STUDIES OF A SHALLOW WATER OF HIGH EUTROPHIC LAKE NERO (YAROSLAV REGION). MESSAGE 2. BOTTOM SEDIMENTS

R. A. Lozhkina, I. I. Tomilina, G. M. Chuiko

*Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences,
Borok, Nekouzskii raion, Yaroslavl oblast, 152742 Russia, e-mail: i_tomilina@mail.ru*

The toxicity of bottom sediments of the highly eutrophic Lake Nero was studied by bioassay methods using test objects of various trophic levels. The most polluted areas of the lake are confined to its northern part, which is exposed to the impact of domestic and industrial wastewater from Rostov, as well as surface runoff from agricultural land and major highways. Correlation analysis between the parameters of toxicity and chemical composition of bottom sediments showed that the concentrations of pollutants in them have a greater effect on changes in the biological parameters of chironomid larvae than on the growth indicators of watercress. There were significant correlations of changes in the length of chironomid larvae depending on the content of plant pigments, which can be considered as a residual amount of newly formed organic matter in the water sediments, i.e. the presence of green pigments slows down the growth of *Chironomus riparius* larvae in a highly eutrophic lake.

The toxicity of bottom sediments to aquatic organisms is more dangerous than the toxicity of water, since it manifests itself over a longer period of time, which is confirmed by the results of our research. Bottom sediments, accumulating data on the substances cycle in aquatic ecosystems, serve as an important source of information on the conditions existing in the catchment area and directly in the reservoir, and allow evaluating the status of the reservoir as a whole.

Keywords: bottom sediments, toxicity, bioassay, Lake Nero

ПАМЯТИ НАШИХ КОЛЛЕГ



ПАМЯТИ НИНЫ АЛЕКСАНДРОВНЫ ЗИМИНОВОЙ
(1935–2020 гг.)

28 апреля 2020 г. скоропостижно скончалась Нина Александровна Зиминова, старейший сотрудник Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. В 1952 г., окончив школу с золотой медалью, она поступила на географический факультет Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова. В 1957 г. с отличием закончила обучение по специальности “гидрология” и была направлена по распределению на работу в Институт биологии водохранилищ АН СССР (пос. Борок, Ярославская обл.). В 1959 г. Нина Александровна поступила в аспирантуру Института биологии водохранилищ, а в 1964 г. на географическом факультете МГУ успешно защитила кандидатскую диссертацию “Водные взвеси Рыбинского водохранилища”. После защиты диссертации Нина Александровна продолжила работать в Институте сначала в должности младшего научного сотрудника, затем – старшего научного сотрудника.

С 1959 г. Н.А. Зиминова проводила исследования водных взвесей волжских водохранилищ. Ею выявлены основные закономерности временных и пространственных изменений состава и количества взвесей водохранилищ Верхней Волги, выявлены факторы, обуславливающие их. Даны количественная оценка компонентов баланса взвешенных веществ в этих водоемах и количественная характеристика трансформации стока речных наносов при регулировании водного стока.

В 1975–1979 гг. Нина Александровна занималась исследованиями одного из важнейших факторов круговорота веществ в водоемах – аккумуляции органического вещества и биогенных элементов в донных отложениях водохранилищ. В результате работы выявлены закономерности горизонтального и вертикального распределений биогенных элементов в донных отложениях, рассчитаны общий запас биогенов и среднегодовые скорости их аккумуляции. Для оценки биогеноудерживающей способности водохранилищ составлены среднегодовые балансы биогенов, позволившие выявить роль отдельных источников в обогащении водоемов биогенными элементами.

В 1980–1994 гг. Нина Александровна занимала должность ученого секретаря в Институте биологии внутренних вод. Это потребовало значительных сил для ведения работ по подготовке планов

научных исследований и отчетов, организации деятельности ученого совета, аспирантуры, канцелярии, машинописного бюро и архива. Глубокое знание научных проблем, разрабатываемых Институтом, высокая научная квалификация позволили Н.А. Зиминовой выполнять свои обязанности на высоком профессиональном уровне.

В дальнейшем, с 1995 г. и до конца последних дней работы в Институте, деятельность Нины Александровны была связана с журналом “Биология внутренних вод”. Выполняя обязанности ответственного редактора, она принимала активное участие в организационной работе журнала, который в то время имел статус институтского. Продуманная и профессионально организованная работа коллектива издательского отдела под руководством Нины Александровны способствовала тому, что журнал приобрел широкую известность среди научной общественности России и стран СНГ. Благодаря этому в 2000 г. Российская академия наук вошла в число учредителей журнала, и он стал академическим.

В 2007 г. Нина Александровна провела большую работу по организации издания английской версии журнала в проекте Pleiades–Springer – составление информационных данных о журнале, его паспортизация, организация рецензий на журнал и поддержки его авторитетными отечественными и зарубежными учеными. Журнал успешно прошел конкурс и был принят в программу Pleiades–Springer. С 2008 г. компания Pleiades Publishing издает его английскую версию. За все годы работы в редакции ее широкий кругозор, требовательность и принципиальность способствовали повышению научного уровня журнала.

Общение с Ниной Александровной всегда оставляло самые позитивные чувства, хотя ее отличало строгое мнение профессионала, которое она не боялась высказывать, и четко умела обосновать. Благодаря этому, встречи с ней, даже по чисто рабочим моментам, обогащали собеседника нетривиальным взглядом на многие проблемы и оставляли желание нового общения, которого теперь нам будет очень не хватать.

Добрая память о Нине Александровне Зиминовой надолго сохранится в сердцах близких, друзей и коллег, а востребованность ее научного наследия с годами будет только возрастать.

Основные публикации Нины Александровны Зиминовой

- Зиминова Н.А. 1959. Элементы гидрологического режима и водный баланс Иваньковского водохранилища за 1951–1956 гг. // Тр. Ин-та биологии водохранилищ. Москва; Ленинград: Наука. Вып. 2(5). С. 212–228.
- Трифонов Н.А., Зиминова Н.А. 1963. Состав и седиментация взвесей в Рыбинском водохранилище // Матер. по биологии и гидрологии волжских водохранилищ. Москва; Ленинград: Наука. С. 117–118.
- Зиминова Н.А. 1963. Изменения свойств онежской воды при прохождении через Свирские водохранилища // Матер. по биологии и гидрологии волжских водохранилищ. С. 119–121.
- Зиминова Н.А. 1963. Опыт количественного исследования водных взвесей в водохранилищах // Матер. I научно-технич. совещ. по изучению Куйбышевского водохранилища. Куйбышев. Вып. 1. С. 88–91.
- Зиминова Н.А. 1963. Количественная характеристика взвесей Рыбинского водохранилища // Биологические аспекты изучения водохранилищ. Москва; Ленинград: Наука. С. 230–249.
- Зиминова Н.А. 1965. Состав взвесей Рыбинского водохранилища // Динамика водных масс водохранилищ. Москва; Ленинград: Наука. С. 100–111.
- Зиминова Н.А. 1967. Факторы, определяющие количество и состав взвешенных веществ в Рыбинском водохранилище // Круговорот веществ и энергии в озерных водоемах. Москва: Наука. С. 124–134.
- Курдин В.П., Зиминова Н.А. 1968. Об изменениях в грунтовом комплексе Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Ленинград: Наука. С. 38–40.
- Зиминова Н.А., Курдин В.П. 1968. Формирование рельефа и грунтов мелководий Рыбинского водохранилища // Биологические и гидрологические факторы местных перемещений рыб в водохранилищах. Ленинград: Наука. С. 56–71.
- Курдин В.П., Зиминова Н.А. 1968. Изменение количества органического вещества в илистых отложениях Рыбинского водохранилища // Биологические и гидрологические факторы местных перемещений рыб в водохранилищах. Ленинград: Наука. С. 87–91.
- Зиминова Н.А., Курдин В.П. 1968. Накопление донных отложений в Рыбинском водохранилище // Химизм внутренних водоемов и факторы их загрязнения и самоочищения. Ленинград: Наука. С. 142–151.

- Зиминова Н.А., Курдин В.П. 1969. О величине объемного веса грунтов Рыбинского водохранилища // Метеорология и гидрология. № 6. С. 99–101.
- Зиминова Н.А., Курдин В.П. 1971. Пути формирования грунтового комплекса Рыбинского водохранилища // Комплексные исследования водохранилищ. Вып. 1. Москва: Изд-во МГУ. С. 104–111.
- Зиминова Н.А., Курдин В.П. 1971. Сток взвешенных наносов притоков Рыбинского водохранилища // Абиотические факторы биологического круговорота в водоемах. Ленинград: Наука. С. 123–130.
- Курдин В.П., Зиминова Н.А. 1971. К определению стока взвешенных веществ из Рыбинского водохранилища // Абиотические факторы биологического круговорота в водоемах. Ленинград: Наука. С. 131–136.
- Зиминова Н.А., Курдин В.П. 1971. Объемный вес донных отложений Рыбинского водохранилища // Абиотические факторы биологического круговорота в водоемах. Ленинград: Наука. С. 137–142.
- Буторин Н.В., Фортунатов М.А., Зиминова Н.А. 1972. Гидрология // Рыбинское водохранилище и его жизнь. Ленинград: Наука. С. 20–54.
- Зиминова Н.А., Курдин В.П. 1972. Баланс взвешенных веществ в Рыбинском водохранилище // Органическое вещество и элементы гидрологического режима волжских водохранилищ. Ленинград: Наука. С. 211–220.
- Курдин В.П., Зиминова Н.А. 1972. О наносоудерживающей способности Угличского водохранилища // Органическое вещество и элементы гидрологического режима волжских водохранилищ. Ленинград: Наука. С. 221–225.
- Зиминова Н.А. 1973. Влияние верхневолжских водохранилищ на режим стока взвешенных наносов Волги // Изв. АН СССР. Сер. геогр. С. 61–67.
- Зиминова Н.А., Курдин В.П. 1974. Баланс взвешенных веществ в Иваньковском водохранилище // Факторы формирования водных масс и районирования внутренних водоемов. Ленинград: Наука. С. 89–94.
- Зиминова Н.А. 1974. Количественная трансформация стока взвешенных наносов Волги каскадом верхневолжских водохранилищ // Факторы формирования водных масс и районирования внутренних водоемов. Ленинград: Наука. С. 68–79.
- Курдин В.П., Зиминова Н.А., Тачалов С.Н., Ярославцева Н.А., Шмелева Е.А. 1975. Грунты дна и взвеси в воде водохранилищ // Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР: Водохранилища Верхней Волги. Ленинград: Гидрометеиздат. С. 154–178.
- Буторин Н.В., Зиминова Н.А., Курдин В.П. 1975. Донные отложения верхневолжских водохранилищ. Ленинград: Наука. 158 с.
- Зиминова Н.А. Взвешенное вещество в равнинных водохранилищах // Гидрология озер и водохранилищ. Ч. 2. Москва: Изд-во МГУ. С. 89–96.
- Зиминова Н.А., Трифонова Н.А., Григорьева Е.Р. 1976. Органическое вещество и биогенные элементы во взвесах Верхней Волги // Биологические продукционные процессы в бассейне Волги. Ленинград: Наука. С. 39–48.
- Зиминова Н.А. 1977. Влияние Иваньковского водохранилища на состав стока взвешенных веществ Волги // Водные ресурсы. № 3. С. 62–69.
- Зиминова Н.А. 1977. Влияние верхневолжских водохранилищ на состав стока взвешенных веществ Волги // Гидрологический и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Борок: Ин-т биол. внутр. вод АН СССР. С. 38–52.
- Зиминова Н.А. 1978. Баланс взвешенного вещества в волжских водохранилищах // Комплексные исследования водохранилищ. Москва: Изд-во МГУ. Вып. 4. С. 80–87.
- Зиминова Н.А. 1978. Гидрология // Иваньковское водохранилище. Ленинград: Наука. С. 14–23.
- Законнов В.В., Зиминова Н.А. 1982. Балансы биогенных элементов в Иваньковском водохранилище // Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Ленинград: Наука. С. 239–258.
- Законнов В.В., Зиминова Н.А. 1984. Балансы биогенных элементов в водохранилищах Верхней Волги // Взаимодействие между водой и седиментами в озерах и водохранилищах: Матер. школы-семинара 28 июня–5 июля 1982, Борок. Ленинград: Наука. С. 114–122.

*Коллектив сотрудников Института биологии
внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН*



ПАМЯТИ УЧЕНОГО

ОЛЬГА ВЛАДИМИРОВНА БАБАНАЗАРОВА
(08.06.1960 – 19.04.2019)

19 апреля 2019 г. после тяжелой болезни ушла из жизни кандидат биологических наук, доцент кафедры экологии и зоологии Ярославского государственного университета **Бабаназарова Ольга Владимировна** – замечательный ученый и преподаватель, известный в России и за рубежом альголог и гидробиолог.

Ольга Владимировна родилась 8 июня 1960 г. в сибирском городе Ангарске. В 1977 г. поступила на биологический факультет Ярославского государственного университета, который окончила с отличием по специальности «Биология». С 1983 по 1992 гг. работала научным сотрудником в Средней Азии в Комплексном институте естественных наук Каракалпакского отделения Узбекской ССР (г. Нукус). В 1989 г. поступила в аспирантуру лаборатории гидробиологии ГосНИОРХ (г. Ленинград), где под руководством доктора биологических наук Галины Михайловны Лаврентьевой в 1992 г. успешно защитила кандидатскую диссертацию «Особенности функционирования фитопланктона водоемов низовьев Амударьи». После распада СССР уехала из Средней Азии и работала в Лимнологическом институте Сибирского отделения РАН старшим научным сотрудником в лаборатории электронной микроскопии. С 1997 г. вернулась в г. Ярославль и до конца жизни работала доцентом в Ярославском государственном университете им. П.Г. Демидова.

Таким образом, научный путь Ольги Владимировны можно разделить на три периода. В Средней Азии Ольга Владимировна занималась изучением структуры и функционирования фитопланкто-

на водоемов в районе Аральского кризиса, много времени в этот период было уделено проблеме устойчивости в развитии сообществ планктона. Работать в климатических условиях Средней Азии, и собирать материал на водоемах для диссертации было крайне сложно. Навсегда запомнились рассказы Ольги Владимировны о том, как в лаборатории во время кропотливой и долгой обработкой проб фитопланктона приходилось вставать и обливать себя водой из ведра, после чего садиться и продолжать работать в условиях ужасной жары и духоты. Короткий “сибирский” период научной деятельности (1994–1997 гг.) Ольги Владимировны был связан с работой на удивительном, по ее словам, озере Байкал. В частности, Ольга Владимировна занималась изучением морфологической изменчивости диатомовых водорослей *Aulacoseira*. Итогом этой работы стала опубликованная совместно с коллегами статья в международном журнале *Phycologia* [Babanazarova et al., 1996]. Третий период жизни и научной работы оказался неразрывно связан с родным Ярославским университетом и с изучением водоемов Верхней Волги, среди которых особенно много времени было посвящено очень интересной экосистеме мелководного озера Неро. Эта работа началась в 1999 г. с получения небольшого Губернаторского гранта на проведение научного исследования озера и продолжалась вплоть до февраля 2019 года. Ольга Владимировна, будучи уже сильно больной, находила в себе силы приходить на факультет и обрабатывать пробы фитопланктона, помогая своим ученикам.

Последние двадцать лет работы на Ярославской земле оказались самыми плодотворными. В этот период Ольге Владимировне удалось объединить под своим началом многих студентов факультета, организовать и финансировать за счет научных грантов ежемесячные экспедиции на озеро, наладить связи с ярославскими чиновниками, доказав им важность изучения озера для разработки способов его экологической реабилитации и последующего непрерывного мониторинга состояния экосистемы. В этот период получены, в том числе в совместных исследованиях с Институтом биологии внутренних вод РАН, новые научные результаты по изменению состояния озера Неро, опубликованные в международных журналах [Babanazarova, Lyashenko, 2007] и коллективной монографии “Состояние экосистемы оз. Неро в начале XXI века” (издательство Наука, 2008 г.). Ольга Владимировна представляла результаты по изучению озера Неро на Европейских симпозиумах по пресноводным наукам (Symposium for European Freshwater Sciences, SEFS) в Шотландии (SEFS-3), Польше (SEFS-4), Италии (SEFS-5), Испании (SEFS-7) и Германии (SEFS-8). Международное сотрудничество не ограничивалось работой на конференциях. В 2006 г. Ольга Владимировна была приглашена в качестве эксперта по анализу состояния фитопланктона в Институт по изучению Великих озер (г. Виндзор, Канада) в рамках программы TOMORROW-2 по проекту: «Культурная эвтрофикация озера Неро, Россия: уроки озера Эри». В 2008 г. Ольга Владимировна прошла стажировку в лаборатории доктора Райнера Кармайера (Институт Лимнологии Австрийской Академии наук), известного в мире специалиста по изучению цианотоксинов. С этого времени появилось новое направление в исследованиях научной группы Ольги Владимировны – изучение токсичных цианобактерий в России с использованием современных подходов. Ольга Владимировна всегда гордилась своим знакомством и близким общением с мэтром экологии пресноводного фитопланктона – британским доктором Колином Рейнольдсом. В переписке с ним обсуждались фундаментальные вопросы экологии фитопланктона мелководных озер, применения подхода функциональных групп и черпались идеи для дальнейшего изучения озера Неро. Последняя большая работа Ольги Владимировны вышла в академическом журнале *Водные ресурсы* [Бабаназарова и др., 2018] незадолго до ее кончины. Эта статья стала, в какой-то степени, итогом всей работы по изучению механизма влияния уровня воды озера Неро на состояние его экосистемы. Много удалось сделать, но многое осталось так и не реализовано. Ольга Владимировна всегда мечтала, чтобы научные данные как можно более доступно и широко были представлены не только научному сообществу, но и людям, живущим на берегах озера. Ее желанием было популяризировать эти знания, и на основе накопленной базы данных создать интерактивный онлайн-ресурс, посвященный озеру Неро, где любой желающий мог бы получать информацию о его экологическом состоянии в режиме реального времени.

Кругозор Ольги Владимировны не ограничивался только ее специализацией в области альгологии и лимнологии. О его широте можно судить по читавшимся ей в университете дисциплинам, таким как «Концепции современного естествознания», «Учение о биосфере», «Современные экологические проблемы». Ольга Владимировна относится к выдающейся плеяде преподавателей Ярославского университета, умевших творчески вовлечь студентов в процесс обучения и в науку. Один из основных принципов ее преподавания – использование собственных научных результатов в процессе обучения студентов, внедрение их в образовательную деятельность. Подобный подход, к примеру, был использован Ольгой Владимировной при разработке курса по прикладной экологии, в котором изучение теории восстановления водных экосистем было подкреплено проектным подходом

в обучении, основанном на использовании опыта в изучении проблем и поиске путей экологической реабилитации озера Неро. Совместно с профессором Б.В. Поярковым в 2003 г. было подготовлено учебное пособие по дисциплине “Учение о биосфере” [Поярков, Бабаназарова, 2003] и затем дважды переиздано. Нужно отметить, что в тот период учебники и пособия по данной университетской дисциплине в России практически отсутствовали. Ольга Владимировна преподавала и за рубежом, в частности, в 2017 году вела практический курс по альгологии в университете города Ювяскюля (Финляндия). В результате 20-летней педагогической деятельности Ольги Владимировны десятки студентов с отличием защитили выпускные квалификационные работы, а двое ее учеников стали кандидатами наук.

Ольга Владимировна была светлым, добрым, порядочным и отзывчивым человеком. Всегда готовая откликнуться на любые проблемы других людей, она помогала выпускникам факультета устраиваться на работу, старалась материально поддерживать студентов, работавших в ее группе, и своих аспирантов. Ольга Владимировна обладала тонким чувством юмора, большим обаянием, всегда была душой коллектива и умела найти контакт с любым человеком. Именно такой, талантливой, увлеченной наукой, жизнерадостной, активной и общительной, мы, ученики, друзья и коллеги, запомним ее. Очень жаль, что так рано оборвалась ее жизнь...

Научное издание

**Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
вып. 91(94), 2020 г.**

Рекомендуемый вариант цитирования статей:

... // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2020, Вып. 91(94). С. ...

Recommended option for citing articles:

... // Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS, 2020. Is. 91(94). P. ...

Подписано в печать 28.09.2020. Формат 60×90 1/8.

Усл. печ. л. 17. Заказ № 20186. Тираж 150 экз.

Отпечатано с готового оригинал-макета в типографии ООО «Филигрань»
150049, г. Ярославль, ул. Свободы, 91, pechataet@bk.ru